Università
Ca'Foscari
Venezia

Corso di Laurea Magistrale

in Scienze Ambientali

Valutazione e Gestione dei Sistemi Ambientali

Classe LM – 75

Tesi di Laurea

Analisi del ciclo di vita (LCA) di una tecnica di *bioremediation* applicata ad un suolo contaminato in laguna di Venezia

Relatrice
Ch. Prof.ssa Elena Semenzin

Correlatori
Dott.ssa Lisa Pizzol, Dott. Paolo Criscione

Laureanda
Anna Fogato
Matricola 865576

Anno Accademico
2020/2021

Alla mia mamma ed al mio papà,

la mia forza ed i miei punti di riferimento.

A voi che non avete mai smesso di credere in me.

A voi che mi avete insegnato

che dopo ogni tempesta esce sempre l'arcobaleno.

Non potevo desiderare una famiglia "separata"

più unita di NOI.

INDICE

SOMMARIO ***7***

MOTIVAZIONI ***9***

OBIETTIVO E STRUTTURA DELLA TESI ***11***

CAPITOLO 1 ..... ***12***

TECNOLOGIE DI BONIFICA ***12***

1.1. Contesto Normativo Relativo alla Gestione dei Siti Contaminati **12**

1.1.1. Contesto Normativo Europeo 13

1.1.2. Contesto Normativo Italiano 15

1.2. Tecniche di Bonifica **18**

1.3. Biorisanamento **21**

1.3.1. Bioattenuazione 23

1.3.2. Bioaumentazione 23

1.3.3. Biostimolazione 23

1.3.4. Bioventilazione 24

1.3.5. Fitorisanamento 25

1.3.6. Micorisanamento 27

1.3.7. Trattamento Catalizzato da Enzimi 28

1.3.8. Bioreattori ed altre Tecniche Ex Situ 28

1.4. Scavo e Smaltimento Off-Site (*Dig&Dump*) **29**

CAPITOLO 2 ..... ***32***

VALUTAZIONE DELLA SOSTENIBILITÀ ***32***

2.1. Introduzione alla sostenibilità applicata agli interventi di bonifica **32**

2.2. Esperienze nazionali ed internazionali relative alla gestione sostenibile delle bonifiche **37**

2.2.1. Analisi dei SuRF Internazionali 37

2.2.2. Surf Italy ed il Libro Bianco sulla gestione sostenibile delle bonifiche in Italia 39

2.2.3. Esperienze locali: le linee guida ARPAE 41

2.3. Gli impatti ambientali lungo il ciclo di vita di un processo di bonifica: variabili e processi rilevanti **42**

2.3.1. Focus specifico sul biorisanamento: stato dell'arte 43

CAPITOLO 3 ..... ***47***

ANALISI DEL CICLO DI VITA (Life Cycle Assessment – LCA) ***47***

3.1. Definizione **47**

3.2. Struttura di una *Life Cycle Assessment* **49**

3.2.1. Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione - *Goal and Scope Definition* 51

3.2.2. Analisi dell'inventario - *Life Cycle Inventory Analysis* (LCI) 53

3.2.3. Valutazione degli impatti - *Life Cycle Impact Assessment* (LCIA) 55

3.2.4. Analisi dei risultati e valutazione dei miglioramenti - *Life Cycle Interpretation* 58

3.3. Presentazione dei *software* per l'analisi di *Life Cycle Assessment* 59

3.4. Il *software* SimaPro 60

3.4.1. Struttura del modello di calcolo 61

3.4.2. Costruzione del ciclo di vita di un prodotto 62

3.4.3. Presentazione dei risultati 64

CAPITOLO 4 67

APPLICAZIONE AL CASO DI STUDIO DELLA CERTOSA – VENEZIA 67

4.1. Il Sito: l'Isola della Certosa a Venezia 67

4.1.1. Le alternative di bonifica per il sito in esame 71

4.2. *Life Cycle Assessment* (LCA) comparativa delle due alternative di bonifica 74

4.2.1. Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione – *Goal and Scope Definition* 74

4.2.2. Analisi dell'inventario – *Life Cycle Inventory Analysis* (LCI) 79

4.2.3. Valutazione degli impatti – *Life Cycle Impact Assessment* (LCIA) 83

4.2.4. Analisi dei risultati e valutazione dei miglioramenti – *Life Cycle Interpretation* 98

CONCLUSIONI 101

RINGRAZIAMENTI 103

BIBLIOGRAFIA 104

SOMMARIO

Nell'ultimo decennio, l'attenzione verso prodotti e processi più sostenibili si è notevolmente diffusa ed ha coinvolto tutte le attività umane, tra cui anche l'attività di bonifica dei siti contaminati. La valutazione della sostenibilità per un intervento di bonifica risulta però essere abbastanza complicata, in quanto questo tipo di intervento è caratterizzato da molteplici variabili sia di natura ambientale, che economica o sociale, molto spesso sito specifiche. I progetti di bonifica valutano gli impatti determinati dalla scelta di una determinata tecnologia di bonifica in relazione alla sua efficacia, alla fattibilità dell'intervento, ai costi e alle tempistiche. Oltre però ai criteri appena elencati, il concetto di sostenibilità in ambito bonifiche si sta espandendo, utilizzando nuovi criteri che permettano di cogliere tutte le esternalità, ossia tutti i possibili impatti su scale locale, regionale e globale. Questi criteri di valutazione della sostenibilità nell'attività di bonifica di siti contaminati mirano ad identificare la tecnologia che sia, al tempo stesso, economicamente fattibile, che crei un valore aggiunto per la società, ma che minimizzi il più possibile il consumo di risorse naturali e l'impatto sull'ambiente.

Nello specifico, se si studiano gli impatti ambientali legati alle tecnologie di bonifica, dalla letteratura scientifica è emerso che l'Analisi del Ciclo di Vita (*Life Cycle Assessment* - LCA) è lo strumento più adeguato ad una valutazione completa e dettagliata di tutti i processi che caratterizzano quest'attività. L'analisi LCA, metodologia definita dagli standard ISO 14040-14044, consente infatti di valutare la sostenibilità ambientale delle tecniche di bonifica attraverso un'analisi degli impatti ambientali ad esse associati, a diversi livelli di dettaglio e di inclusione (ad esempio *from cradle to grave, from cradle to gate, from gate to gate*).

Gli interventi di bonifica di un sito contaminato hanno lo scopo di ridurre il rischio sanitario ed ambientale al di sotto del valore limite di accettabilità. I processi di trattamento delle matrici ambientali si suddividono in chimici, fisici, biologici e termici. Nel presente lavoro di tesi viene studiato un trattamento biologico, eseguito mediante l'utilizzo di compost esausto di funghi, soluzione concentrata di microfunghi autoctoni e piante per fitorisanamento (MFR – MicoFitoRisanamento). Questa tecnologia viene confrontata con l'alternativa classica utilizzata per trattare un suolo contaminato, ossia lo scavo e smaltimento in discarica. L'obiettivo dunque è quello di confrontare gli impatti ambientali generati dall'MFR (MicoFitoRisanamento) con quelli generati

dallo scavo e smaltimento in discarica, al fine di scegliere l'alternativa ambientalmente più sostenibile per l'area da trattare.

L'analisi LCA preliminare è stata effettuata attraverso il modello di calcolo SimaPro 9.1.0.7 e la banca dati di riferimento utilizzata è Ecoinvent 3.5. Il metodo di valutazione degli impatti applicato è *ReciPe* ed i confini del sistema considerati sono quelli previsti dall'approccio "*from cradle to grave*", ovvero si analizzano tutti i processi del ciclo produttivo, dall'estrazione delle risorse ("cradle" – "culla") allo smaltimento di un bene e quindi il suo fine vita ("grave" – "tomba"). Le due tecniche di bonifica sono state confrontate rispetto all'intero sito da bonificare, il quale corrisponde ad 1,2ha.
I risultati hanno mostrato in generale degli impatti ambientali più elevati per la tecnologia dello scavo e smaltimento in discarica, in particolare per le categorie di impatto "*Marine ecotoxicity*", "*Freshwater ecotoxicity*" e "*Human non-carcinogenic toxicity*". Dall'analisi dei risultati del totale, è emerso che la tecnologia dello scavo e smaltimento in discarica è del 90% più impattante rispetto alla tecnologia innovativa dell'MFR. L'unica eccezione viene fatta a livello caratterizzazione di *midpoint* per la categoria d'impatto chiamata "*Marine eutrophication*", ossia l'eutrofizzazione marina. Dal focus effettuato su questa categoria di danno è emerso che ciò che impatta molto sono i materiali utilizzati nella fase di distribuzione, tranciatura ed interro del compost esausto. Il materiale principale che compone questa fase è la paglia, nella quale è inclusa l'attività di concimazione, che aumenta la percentuale di nutrienti all'interno di essa.
Tali risultati però derivano da un'analisi preliminare effettuata sulla base di alcune assunzioni ed esclusioni che devono essere tenute in considerazione per una corretta interpretazione dei risultati.

MOTIVAZIONI

Nell'ultimo decennio, l'attenzione verso prodotti e processi più sostenibili si è notevolmente diffusa ed ha coinvolto tutte le attività umane, tra cui anche l'attività di bonifica dei siti contaminati. I criteri di valutazione della sostenibilità nell'attività di bonifica di siti contaminati mirano ad identificare la tecnologia che sia, al tempo stesso, economicamente fattibile, che crei un valore aggiunto per la società, ma che minimizzi il più possibile il consumo di risorse naturali e l'impatto sull'ambiente. Uno degli aspetti fondamentali nella valutazione della sostenibilità degli interventi di bonifica è la stima degli impatti ambientali lungo l'intero ciclo di vita. Dalla letteratura scientifica, è emerso che l'Analisi del Ciclo di Vita (*Life Cycle Assessment* - LCA) è lo strumento più adeguato ad una valutazione completa e dettagliata degli impatti ambientali legati proprio alle tecnologie di bonifica. Un'analisi del ciclo di vita completa, ossia "*from cradle to grave"*, consente di quantificare gli impatti ambientali associati a tutte le fasi della bonifica di un sito a partire dall'acquisizione delle materie prime fino allo smaltimento dei rifiuti prodotti.

Gli interventi di bonifica di un sito contaminato hanno lo scopo di ridurre il rischio sanitario e ambientale al di sotto del valore limite di accettabilità. I processi di trattamento delle matrici ambientali si suddividono in chimici, fisici, biologici e termici. La bonifica oggetto di studio è una tecnologia effettuata mediante trattamenti biologici, i quali includono numerose tecnologie, caratterizzate da determinate specificità legate al sito specifico studiato. Dalla letteratura scientifica emergono pochi lavori che confrontano queste tecnologie ed essi sono molto eterogenei, in quanto la classe delle tecnologie di bonifica che rientra nel biorisanamento è molto ampia ed attualmente ancora poco conosciuta e studiata. Con questo lavoro di tesi si vuole applicare l'LCA ad un trattamento di biorisanamento eseguito mediante l'utilizzo di compost esausto di funghi, soluzione concentrata di microfunghi autoctoni e piante per fitorisanamento (MFR – MicoFitoRisanamento). Nello specifico si confronteranno gli impatti ambientali di due tecnologie di bonifica, le quali portano entrambe alla riduzione del rischio sanitario ed ambientale al di sotto del valore limite di accettabilità, al fine di scegliere la tecnologia ambientalmente più sostenibile per l'area da trattare. Dunque, gli impatti del MFR verranno confrontati con quelli della sua alternativa più classica ossia lo scavo e smaltimento in discarica (*Dig&Dump*).

In particolar modo, le motivazioni che hanno spinto ad approfondire questi temi derivano dalla necessità di fornire un'analisi che serva da supporto per le decisioni future, ossia un'analisi che aiuti

nella scelta della tecnologia di bonifica più adeguata e migliore, non solo in termini economici o sociali, ma soprattutto in termini di impatti ambientali.

OBIETTIVO E STRUTTURA DELLA TESI

L'obiettivo generale di questo lavoro consiste nella valutazione della sostenibilità ambientale di una tecnologia di biorisanamento eseguita mediante l'utilizzo di compost esausto di funghi, soluzione concentrata di microfunghi autoctoni e piante per fitorisanamento (MFR – MicoFitoRisanamento), attraverso lo sviluppo di uno studio di analisi del ciclo di vita (LCA – *Life Cycle Assessment*) per la stima degli impatti ambientali di tale tecnica (MFR), la quale viene confrontata con l'alternativa classica di scavo e smaltimento in discarica (*Dig&Dump*).

In particolare, il fine ultimo sarà quello di determinare la soluzione tecnologica ambientalmente più sostenibile da applicare in una bonifica di un'isola della laguna di Venezia (Certosa). A tale scopo sarà quindi condotta una valutazione degli impatti ambientali associati alle due alternative di bonifica secondo un approccio LCA e mediante l'utilizzo del *software* SimaPro. Inoltre, questo studio fornirà una maggiore conoscenza di questi argomenti, in quanto, come detto precedentemente nelle motivazioni, non sono sufficientemente descritti nella letteratura scientifica.

La tesi è articolata in quattro capitoli. Nel primo capitolo viene introdotta la tematica relativa ai processi di bonifica. Nello specifico viene presentata una panoramica dello stato dell'arte relativo alle tecnologie di bonifica in generale e, successivamente, un focus sulle tecniche di biorisanamento e scavo e smaltimento in discarica, messe a confronto in questo lavoro di tesi.

Nel secondo capitolo viene presentato il tema della sostenibilità applicato agli interventi di risanamento e verranno descritte alcune iniziative che promuovono il concetto di "bonifica sostenibile".

Nel terzo capitolo è descritta nel dettaglio la metodologia LCA (*Life Cycle Assessment*) secondo le norme UNI EN ISO 14040-14044, adottata come approccio per questo studio.

Infine, il quarto ed ultimo capitolo è dedicato all'analisi comparativa delle due alternative di bonifica sito specifiche ed alla discussione dei risultati. Per lo svolgimento di tale analisi sono stati raccolti i dati di entrambe le alternative durante i due tirocini, svolti rispettivamente presso DESAM S.r.l. e GreenDecision S.r.l. In seguito questi dati sono stati modellizzati nel *software* SimaPro e per concludere sono stati confrontati gli impatti, al fine di determinare la tecnologia ambientalmente più sostenibile.

CAPITOLO 1

TECNOLOGIE DI BONIFICA

Lo scopo del presente capitolo è quello di presentare una panoramica dello stato dell'arte relativo al tema delle bonifiche ed una panoramica delle principali tecniche di bonifica con un focus sulle tecnologie di biorisanamento e dello scavo e smaltimento in discarica (Dig&Dump). La tematica delle tecnologie di bonifica viene presentata introducendo il contesto normativo che regola gli interventi di bonifica sia a livello europeo che italiano. Vengono poi presentati i principali interventi di bonifica ed infine vengono descritte più nello specifico le tecnologie del biorisanamento: un insieme di tecniche di bonifica biologiche alternative a quelle convenzionali, e lo scavo e smaltimento in discarica, in quanto queste due tecnologie verranno messe a confronto in questo lavoro di tesi.

1.1. Contesto Normativo Relativo alla Gestione dei Siti Contaminati

Con il termine "sito contaminato" si intende un'area o una porzione di territorio dove, a seguito di attività antropiche pregresse o in corso, è stata accertata un'alterazione, derivante da un qualsiasi agente inquinante, delle caratteristiche qualitative delle matrici ambientali quali suolo, sottosuolo o falda. Si tratta di aree in cui le concentrazioni di contaminanti, nelle diverse matrici ambientali, determinano un rischio sanitario e ambientale non accettabile per la destinazione d'uso e per quello specifico utilizzo (ARPAV,2015).

L'evento di contaminazione può avvenire tramite diverse modalità e tempistiche; differenti possono essere i contaminanti, le matrici ambientali implicate e l'estensione dell'area oggetto di studio. Generalmente i comparti ambientali soggetti a contaminazione sono il suolo, il sedimento, il sottosuolo, le acque di falda e l'atmosfera, nei quali vengono rilasciate sostanze chimiche tossiche provenienti da differenti sorgenti. Tra le diverse matrici ambientali intercorre una stretta relazione, dunque molto spesso un episodio di inquinamento in un determinato comparto ambientale risulta avere conseguenze anche su altre matrici non direttamente coinvolte. L'origine della contaminazione nasce principalmente dalle attività industriali o commerciali, ma anche dalla catena di gestione dei rifiuti, comprese le discariche.

I siti contaminati sono un problema globale molto diffuso e dunque le opere di bonifica sono sempre più richieste. Ci sono fino a 450 mila siti dismessi negli Stati Uniti, 342 mila siti contaminati in Europa e milioni di ettari di terreni agricoli e industriali colpiti dall'inquinamento in Cina, questi causano rischi significativi per la salute umana e l'ambiente (O'Connor et al., 2019).

Negli ultimi anni la sensibilità nei confronti della tutela ambientale è aumentata e si è giunti all'emanazione di leggi volte a mantenere le concentrazioni degli inquinanti entro determinate soglie di rischio, al fine di garantire i requisiti fondamentali di qualità dell'ambiente per la salute dei cittadini.

1.1.1. Contesto Normativo Europeo

Il 22 settembre del 2006, la Commissione Europea ha introdotto la "Strategia Tematica per la Protezione del Suolo", la quale propone misure destinate a proteggere il suolo e a preservare la sua capacità a svolgere le sue funzioni ecologiche, economiche, sociali e culturali (COMMISSIONE DELLE COMUNITÀ EUROPEE, 2006). Le linee guida, adottate da questa strategia, consistono nel prevenire un ulteriore degrado del suolo, preservare le funzioni che svolge e ripristinare i suoli a loro volta già degradati. Questa strategia prevede inoltre l'individuazione delle zone a rischio e dei siti inquinati, nonché il ripristino dei suoli degradati mediante interventi di bonifica ambientale.

Attraverso tale strategia, la Commissione Europea ha istituito, sempre nel 2006 (COM (2006) 232 definitiva), una Direttiva, un quadro legislativo che consente la protezione e l'uso dei suoli in modo sostenibile, l'integrazione della tematica "protezione del suolo" nelle politiche nazionali e comunitarie, il rafforzamento di conoscenze di base, nonché una maggiore sensibilizzazione del pubblico.

Ogni stato membro deve adottare misure specifiche per far fronte ai problemi di qualità del suolo, ha la facoltà di decidere come mettere in atto gli obblighi indicati e di decidere il grado di accettabilità del rischio, il livello di ambizione in merito agli obiettivi da raggiungere e la scelta delle misure più adeguate al fine di realizzarli. Ogni Stato membro adotterà dunque delle misure appropriate alle realtà locali.

Dopo però il voto negativo del Parlamento nel dicembre del 2007, la definizione della Direttiva Europea sul Suolo ha affrontato un percorso molto controverso con una forte opposizione da parte del Regno Unito, Germania e Austria, e dunque la Commissione si è sentita costretta a ritirare la proposta nel 2014.

Recentemente la Commissione Europea ha aperto una consultazione per la nuova "EU *Soil Strategy*", la quale ha l'obiettivo di affrontare le questioni relative al suolo in senso globale e contribuire a raggiungere la neutralità del degrado di esso entro il 2030, uno degli obiettivi chiave di sostenibilità (*Sustainable Development Goals – SDGs goals*). Tale consultazione si è chiusa ad aprile 2021 (EC, 2021), ha avuto molto riscontro da parte sia di singoli cittadini europei sia da parte di enti pubblici e l'adozione da parte della Commissione dovrebbe essere prevista per il secondo o terzo trimestre del 2021.

In materia ambientale esistono numerose direttive che hanno come oggetto la gestione dei terreni contaminati e le pratiche di bonifica, di seguito vengono elencate sei di queste direttive le quali hanno un ruolo cruciale nella gestione sostenibile degli interventi di bonifica (CLA:RE & NICOLE, 2015):

- *The Water Framework Directive* (2000): ha introdotto un approccio integrato per la protezione, il miglioramento e l'utilizzo sostenibile delle acque superficiali e sotterranee.
- *The Environmental Liability Directive* (2004): stabilisce un quadro di riferimento ambientale basato sul principio "chi inquina paga" al fine di prevenire e limitare i danni ambientali. Stabilisce inoltre che la responsabilità per danni all'ambiente causati da impianti contaminanti debba ricadere sui gestori di tali strutture.
- *The Groundwater Directive* (2006): stabilisce misure specifiche per prevenire e monitorare la contaminazione delle acque sotterranee.
- *The Waste Framework Directive* (2008): è volta alla protezione dell'ambiente e della salute umana attraverso la prevenzione e la riduzione degli impatti negativi causati dalla produzione e dalla gestione dei rifiuti, riducendo gli impatti provenienti dall'utilizzo delle risorse e migliorando l'efficienza di tale utilizzo.
- *The Industrial Emissions Directive* (2010): l'obiettivo è minimizzare la contaminazione derivante dagli impianti industriali, rilasciando o negando permessi a determinate attività potenzialmente inquinanti.
- *The Priority Substances Directive* (2011): riconosce le sostanze che rappresentano un rischio significativo per gli ambienti acquatici e definisce che il rilascio nell'ambiente di tali sostanze debba essere ridotto o eliminato.

1.1.2. Contesto Normativo Italiano

La prima normativa che, in Italia, regola l'attività di bonifica è nata con la legge n. 349 del 1986, la quale ha lo scopo di istituire gli strumenti amministrativi e di finanziamento per il risanamento ambientale. Successivamente sono stati adottati due ulteriori decreti legge, convertiti nelle leggi n. 441 del 29 ottobre 1987 e n.475 del 8 novembre 1988, questi sono stati istituiti al fine di fronteggiare le situazioni di emergenza date dallo smaltimento di rifiuti industriali e urbani. Questi ultimi, in particolare, hanno portato all'individuazione e al finanziamento degli interventi di bonifica dei siti contaminati, commissionando anche la redazione e l'approvazione di piani regionali. Con il DM n. 121 del 16 maggio 1989 sono stati fissati per la prima volta criteri e linee guida per l'elaborazione e la predisposizione dei piani di bonifica, nonché le modalità di finanziamento degli interventi.

La prima normativa organica nazionale centrata sui siti contaminati è il DM 471/99, un regolamento attuativo dell'art.17 del Decreto Legislativo n.22 del 1997 ("Decreto Ronchi"). Il "Decreto Ronchi" stabiliva già una prima definizione di sito contaminato ossia un sito in cui "le concentrazioni dei contaminanti superano i valori limite". Dunque la prima normativa italiana sui siti contaminati era fondata sull'applicazione di determinati criteri di tipo tabellare e la verifica dello stato di contaminazione veniva effettuata confrontando i valori rilevati con valori limite per quanto riguarda il suolo e le acque sotterranee.

Nel 2006 è stato pubblicato il D.lgs 152/06 "Testo Unico Ambientale" (TUA) che ha portato alla sostituzione del criterio decisionale basato sulle tabelle in favore di un processo "*risk- based*". La definizione di sito contaminato e dunque anche la necessità di eventuali interventi di ripristino, come possiamo vedere in Figura 1, sono subordinati al superamento, determinato attraverso la caratterizzazione del sito (Piano di Caratterizzazione - PdC), innanzitutto delle Concentrazioni Soglia di Contaminazione (CSC) e, successivamente, anche delle Concentrazioni Soglia di Rischio (CSR). Dunque gli obiettivi di bonifica vengono determinati attraverso l'applicazione di un'analisi di rischio sito-specifica (AdR). Tale tematica è ampliamente approfondita nell'allegato I, Titolo V, Parte IV di questo Decreto.

Al fine di applicare correttamente il decreto sopra riportato, sono state definite le seguenti soglie:

- CSC: i livelli di contaminazione delle matrici ambientali al di sopra dei quali è necessaria la caratterizzazione del sito e l'analisi di rischio (AdR) sito-specifica;

- CSR: i livelli di contaminazione il cui superamento richiede la messa in sicurezza e la bonifica del sito poiché costituisce un pericolo per la salute umana.

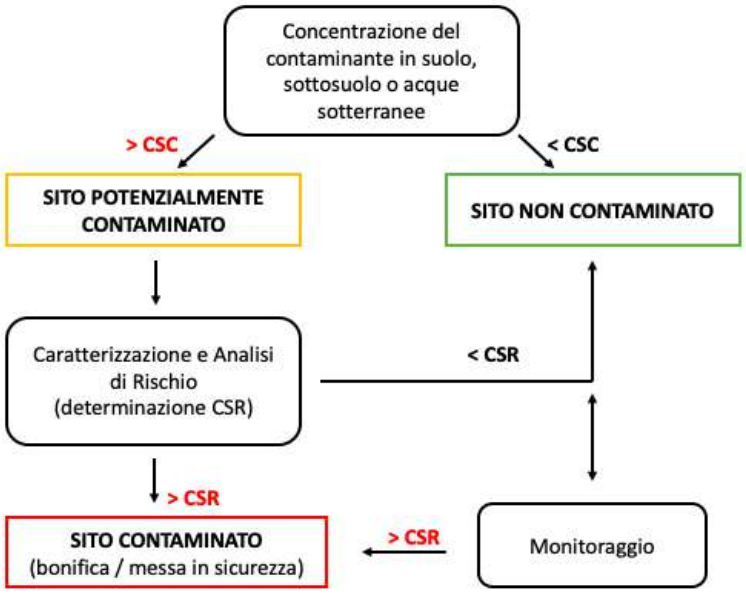


Figura 1 - Schema della procedura di analisi del sito.

Sulla base di queste soglie si possono distinguere:

- sito non contaminato: sito nel quale la concentrazione rilevata nelle matrici ambientali sia <CSC o se superiore risulti <CSR, valore determinato con l'analisi di rischio sanitario e ambientale sito-specifica;
- sito potenzialmente contaminato: sito in cui uno o più valori di concentrazione delle sostanze inquinanti rilevati nelle matrici ambientali siano >CSC;
- sito contaminato: i valori di concentrazione nelle matrici ambientali del sito risultino >CSR.

Successivamente, una volta caratterizzato il sito contaminato e determinato il rischio, è possibile procedere con gli interventi di tutela del sito, che vediamo anche rappresentati in Figura 2, tra cui:

- bonifica: insieme di interventi volti ad eliminare le sorgenti di inquinamento e le sostanze inquinanti, o a ridurne le concentrazioni a un livello <CSR;
- ripristino ambientale: semplici interventi di riqualificazione ambientale e paesaggistica con il fine di recuperare la funzione d'uso originale del sito.

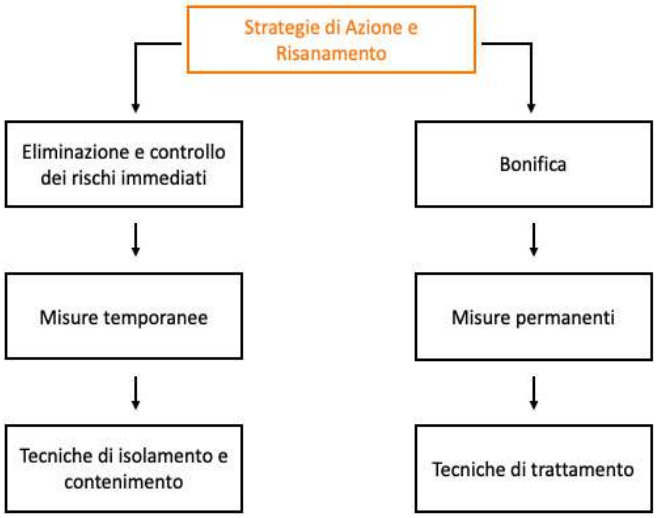


Figura 2 - Schema delle strategie d'azione.

Tale decreto ha permesso, inoltre, di individuare Siti di Interesse Nazionale (SIN) definiti sulla base delle caratteristiche intrinseche del sito stesso, della quantità e pericolosità degli inquinanti presenti e dell'impatto ambientale in termini di rischio sanitario ed ecologico. Questi siti rappresentano dunque situazioni di emergenza che richiedono un intervento di bonifica immediato.

Ulteriori innovazioni normative di interesse sono (SuRF Italy, 2015), (Confindustria, 2016):

- Legge 22 dicembre 2011 ("Salva Italia"): reintroduce, con l'art. 40 comma 5, la possibilità, già presente nel D.M. 471/99, di articolare per fasi temporali e/o spaziali la progettazione degli interventi di bonifica di particolare complessità.
- Legge 4 aprile 2012, n. 35: introduce all'art.24 la possibilità di adottare, nell'ambito dell'articolazione per fasi dei progetti di bonifica, tecnologie innovative di dimostrata efficienza ed efficacia, a costi sopportabili, che si sono resi disponibili a seguito dello sviluppo tecnico-scientifico del settore.
- Legge 11 agosto 2014, n. 116: procedura semplificata per le operazioni di bonifica o di messa in sicurezza qualora l'operatore sia interessato ad effettuare interventi di bonifica con riduzione della contaminazione alle CSC.
- Legge 11 novembre 2014, n. 164: le regioni hanno la facoltà di autorizzare sperimentazioni pilota di tecniche di bonifica innovative, anche con l'obiettivo di privilegiare tecniche idonee a minimizzare il ricorso allo smaltimento in discarica in favore del riutilizzo in situ dei materiali trattati.

1.2. Tecniche di Bonifica

Gli interventi di bonifica di un sito contaminato hanno lo scopo di ridurre il rischio sanitario e ambientale al di sotto del valore limite di accettabilità. Le operazioni possono prevedere:

- escavazione della matrice inquinata, il suo trasporto e successivo deposito in discarica dedicata ("*Dig&Dump*");
- confinamento delle aree e del materiale contaminato in modo da ridurre le vie di migrazione degli inquinanti (immobilizzazione o solidificazione);
- stabilizzazione (chimica) degli inquinanti in forme immobilizzate o inerti;
- estrazione dei contaminanti dalla matrice compromessa (riscaldamento, lavaggio con solventi o agenti estrattivi) e la loro distruzione chimica, chimico-fisica o biologica;
- completa o parziale (bio)degradazione dei contaminanti direttamente all'interno della matrice.

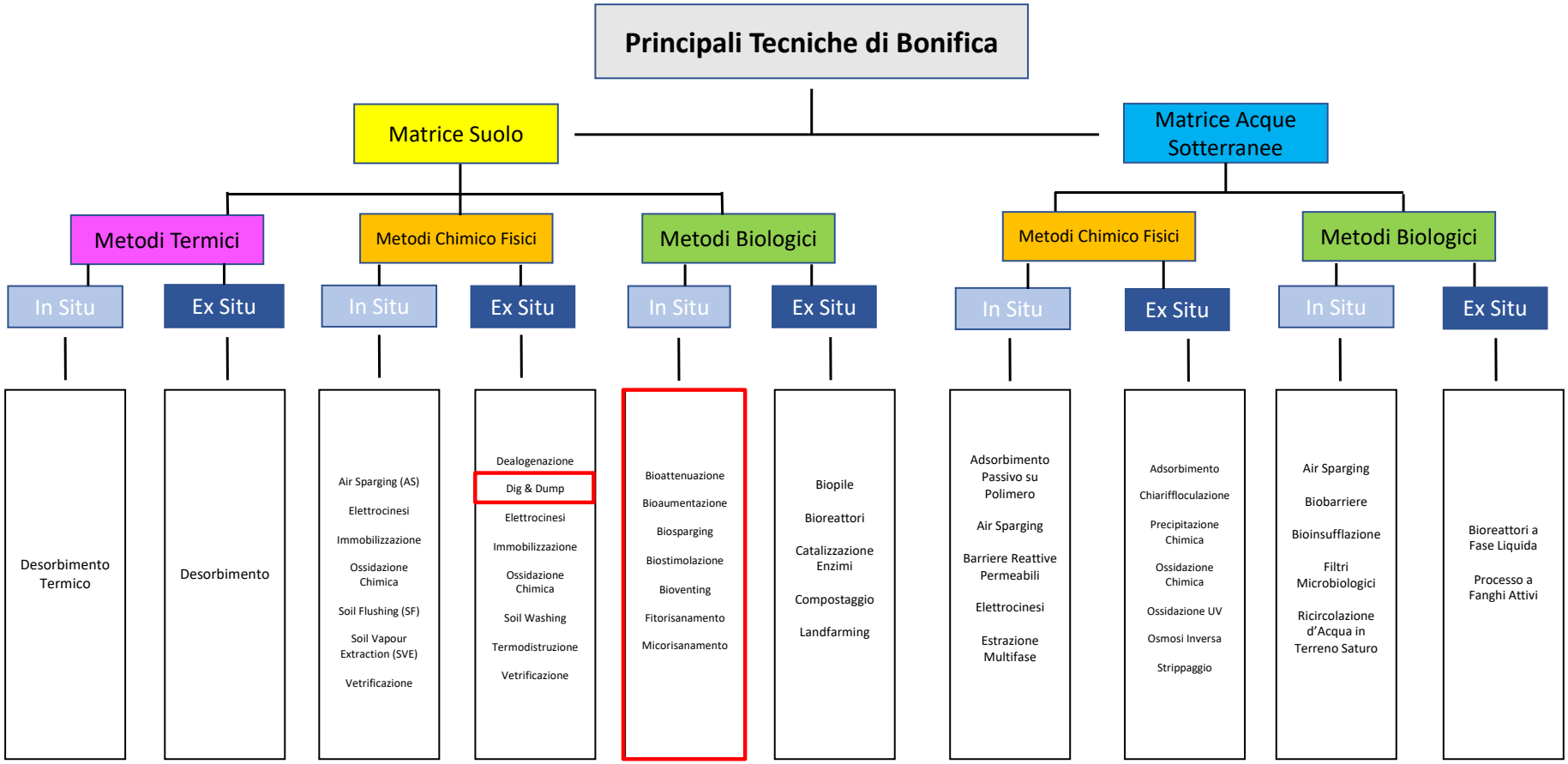


Figura 3 - Schema delle principali tecniche di bonifica. In rosso sono evidenziate le tecniche di bonifica approfondite nella presente tesi.

Come possiamo vedere in Figura 3, in base al luogo in cui avviene il processo di bonifica dell'area contaminata, quindi in base alla tipologia applicativa, le tecnologie possono suddividersi in:

- tecnica di bonifica In Situ: il trattamento della matrice contaminata avviene direttamente nel sito di interesse e non prevede escavazione e trasporto del terreno; questo permette un notevole risparmio di denaro, energia e un impatto ambientale ridotto;
- tecnica di bonifica Ex Situ: il risanamento del terreno prevede l'escavazione della matrice contaminata e può avvenire:
    - on Site: in prossimità del sito contaminato
    - off Site: la matrice stessa può essere trasportata in un luogo più adatto alle operazioni di bonifica.

I processi di trattamento delle matrici ambientali contaminate possono a loro volta essere suddivisi in base al meccanismo prevalente, e dunque in:

- chimici: vengono usati opportuni reagenti in grado di mediare le reazioni che portano alla modifica, disgregazione, immobilizzazione delle sostanze inquinanti al fine di ridurne la mobilità e la tossicità. Lo svantaggio principale è la possibile formazione di intermedi tossici, che talvolta presentano tossicità maggiore del composto di partenza;
- fisici: si usano sistemi in grado di separare il contaminante dalla matrice, tuttavia lo svantaggio riguarda il confinamento e lo smaltimento della soluzione concentrata;
- biologici: consistono nell'impiego di comunità microbiche in grado di degradare parzialmente o completamente (mineralizzazione) i contaminanti. I limiti di questa tecnica stanno nella necessità di operare in condizioni ottimali (pH e temperatura) e nel fornire regolarmente i nutrienti necessari agli organismi al fine di velocizzare e massimizzare l'efficienza del processo di risanamento;
- termici: inducono la separazione dell'inquinante dalla matrice mediante desorbimento o volatilizzazione, possono causarne la distruzione per pirolisi o provocarne l'immobilizzazione.

Questi differenti processi di trattamento possono essere combinati assieme e la combinazione di questi risulta essere maggiormente efficiente rispetto all'utilizzo delle singole tecniche. Una cosa fondamentale è il fatto che la scelta della migliore tecnologia di bonifica è sito-specifica, quindi va effettuata tenendo conto di moltissime variabili tra cui le caratteristiche proprie del sito oggetto di

studio, il tipo di contaminante presente, la valutazione economica ed il contesto ambientale. Nei prossimi paragrafi verranno descritti nel dettaglio i due processi di trattamento trattati nel presente lavoro, ovvero il biorisanamento e lo scavo e smaltimento in discarica.

1.3. Biorisanamento

Il biorisanamento, o risanamento biologico, sta acquisendo sempre maggiore interesse poiché l'impiego di microrganismi si è rivelato vantaggioso sia da un punto di vista tecnico che economico. Il biorisanamento (bioremediation) rappresenta una valida alternativa alle tecnologie convenzionali (chimiche e fisiche) di bonifica. È un insieme di tecnologie di decontaminazione del suolo che utilizzano microrganismi naturali o ricombinanti con lo scopo di abbattere sostanze tossiche e pericolose attraverso processi aerobici e/o anaerobici (Mohanakrishna et al., 2016). Tali processi possono essere applicati:

- in situ: questi trattamenti hanno come scopo quello di stimolare l'attività degradativa della flora microbica indigena così da aumentare l'efficienza e la velocità di rimozione del contaminante rispetto a quelle ottenibili senza interventi;
- ex situ (in bioreattori): possono essere mediati da batteri, da piante (fitorisanamento) o anche per attenuazione naturale (*natural attenuation*); tali trattamenti comportano la rimozione del terreno contaminato che in seguito viene trattato biologicamente on site (se trattato in loco) oppure off site (se l'impianto è localizzato altrove).

Attraverso tali tecniche si ottiene la degradazione di composti tossici attraverso la loro conversione in sostanze meno pericolose , fino alla degradazione finale in anidride carbonica e acqua (Figura 4). I microrganismi, infatti, sono ubiquitari e hanno sistemi metabolici in grado di degradare e utilizzare vari composti tossici come sorgente di energia grazie al metabolismo aerobico, anaerobico, alla fermentazione e al co-metabolismo. I processi aerobici ed anaerobici possono, inoltre, essere utilizzati in serie, per ridurre la complessità o la tossicità del contaminante.

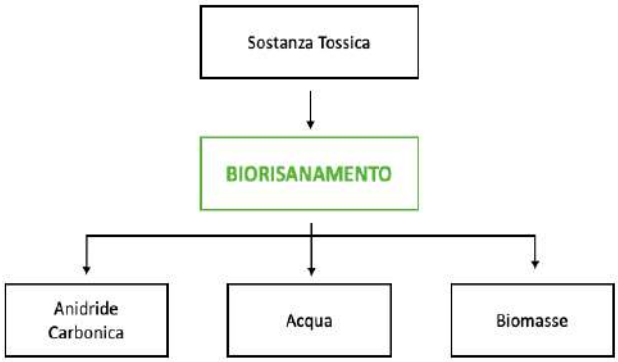


Figura 4 – Schema di azione del biorisanamento.

Col termine biorisanamento si indicano varie tecniche quali bioattenuazione, bioaumentazione, biostimolazione, bioventilazione (bioventing e biosparging), micorisanamento e fitorisanamento. Il biorisanamento comprende, inoltre, sistemi ingegnerizzati ex situ, quali l'abbattimento catalizzato da enzimi ed i bioreattori (Mohanakrishna et al., 2016).

Queste tecniche interessano frequentemente ambienti multifasici ed eterogenei, come ad esempio i suoli, nei quali il contaminante è presente in associazione con le particelle di terreno, i fluidi e la matrice gassosa. È applicabile principalmente ai terreni in cui è stata riscontrata la presenza di prodotti petroliferi, metalli, solventi, pesticidi, vernici, IPA (Idrocarburi Policiclici Aromatici), VOC (Composti Organici Volatili) non alogenati, BTEXS (Benzene, Toluene, Etilbenzene e Xilene).

Come qualsiasi tecnica di bonifica, anche il biorisanamento presenta numerosi vantaggi, ma allo stesso tempo alcune limitazioni.

Possiamo riassumere i principali vantaggi in:

- relativa semplicità,
- basso costo,
- maggiore efficienza di rimozione per alcuni contaminanti target.

I limiti al contrario li si riscontrano principalmente nei seguenti aspetti:

- un'alta concentrazione di metalli pesanti, composti organici clorurati, idrocarburi a catena lunga nel suolo possono risultare tossici per i microrganismi,
- un terreno eterogeneo può impedire il contatto microrganismi-inquinanti e dunque creare vie preferenziali di diffusione della contaminazione in falda;
- tempi generalmente lunghi.

Di seguito, in questo capitolo si andranno a descrivere le diverse tecniche appartenenti al biorisanamento.

1.3.1. Bioattenuazione

Anche chiamata attenuazione naturale controllata, consiste in un approccio di gestione del plume di contaminazione che implica un suo monitoraggio a lungo termine. L'attenuazione naturale è certamente più lenta di altri processi indotti come la *bioaugmentation* e la *biostimulation*, e quindi è efficace oltre un certo periodo di tempo. È un metodo usato per monitorare il naturale avanzamento della degradazione naturale, per assicurarsi che il processo di biodegradazione diminuisca con il tempo. È chiaramente applicabile solo in condizioni in cui si accerti l'assenza di diffusione della contaminazione al di fuori del sito.

1.3.2. Bioaumentazione

Questa tecnica può essere eseguita in situ o ex situ. Il processo consiste nell'aggiunta di microorganismi naturali ai siti contaminati per decontaminare il suolo o l'acqua da una vasta gamma di composti tossici: ammoniaca, acido solforoso, insetticidi, derivati del petrolio e molti altri. La bioaugmentation ha la finalità di decontaminare attraverso processi di bioconversione aerobica o anaerobica delle sostanze inquinanti in forme non tossiche. La bioconversione anaerobica è impiegata solitamente nella degradazione di composti organici come i clorocarburi, i policlorofenoli, e i composti nitroaromatici che sono recalcitranti ai processi di trattamento aerobico. La bioconversione aerobica trova impiego nella degradazione di tiocianati, cianati, idrocarburi aromatici, composti monoaromatici della benzina e il metilterbutiletere.

1.3.3. Biostimolazione

Questa tecnica consiste nell'aggiunta di particolari nutrienti (azoto e fosforo) a suoli contaminati in modo da stimolare la crescita, in numero e tipologia, dei microorganismi residenti capaci di degradare in modo efficace i contaminanti. Viene utilizzata quando non avviene la degradazione naturale o se questa è troppo lenta. Questo processo è stato usato principalmente per ripulire terreni e zone umide dopo sversamenti di oli e altri composti organici come il tricloroetilene (TCE).

1.3.4. Bioventilazione

Questa tecnologia di risanamento in situ consiste nel trattamento di suoli contaminati mediante insufflaggio di aria attraverso il suolo per stimolare l'attività microbica grazie all'apporto di ossigeno. La bioventilazione comprende il biosparging: insufflaggio che avviene nel saturo, ovvero nella falda ed il bioventing: insufflaggio che avviene nell'insaturo, ovvero nel suolo (Figura 5).

L'ossigeno fornito attraverso l'aria insufflata viene erogato a suoli contaminati attraverso un sistema di pozzi di iniezione. L'aria viene iniettata nel terreno contaminato a una velocità specifica per stimolare la biodegradazione naturale e migliorare l'attività dei batteri. Questa fornitura costante di aria fresca consente ai microrganismi di degradare i contaminanti e ridurre al minimo i contaminanti volatilizzati che entrano nell'atmosfera. I microrganismi sono solitamente presenti nel suolo e biodegradano i contaminanti organici che vengono adsorbiti al suolo (Amponsah et al., 2017).

Questa tecnica trova il suo impiego nel trattamento di siti contaminati da prodotti petroliferi come il diesel, carburanti per aeromobili e la benzina.

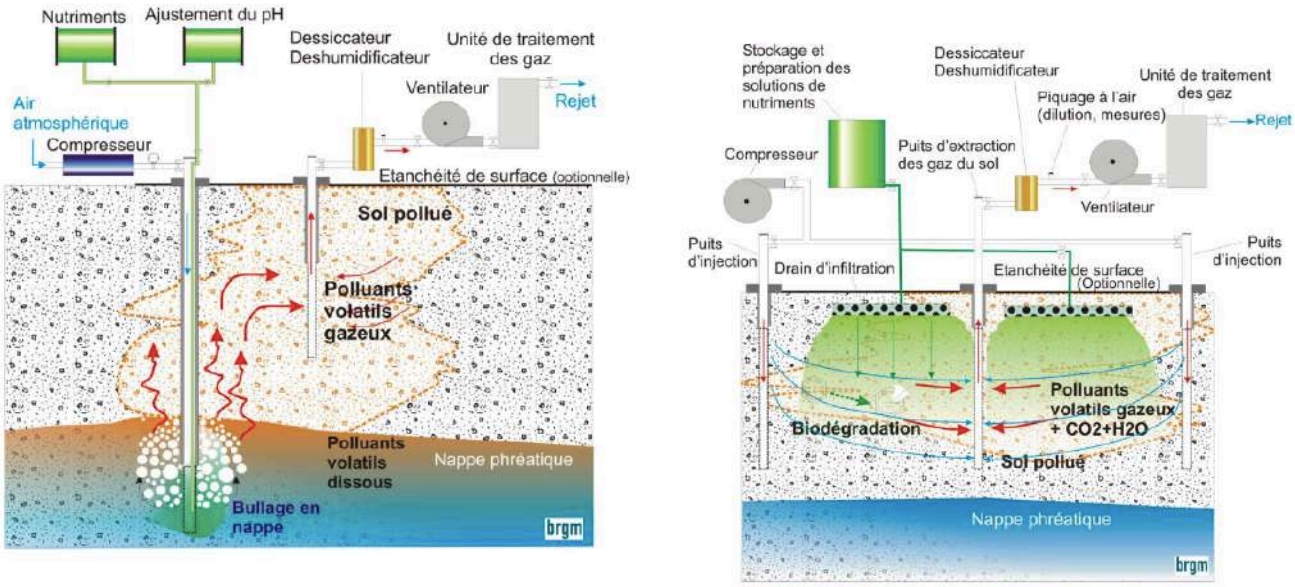


Figura 5 – Nella prima immagine è rappresentato lo schema del principio di Biosparging, nella seconda lo schema del Bioventing (Quelles techniques pour quels traitements - Analyse couts-benefices Rapport Final, BRGM, 2010 ©BRGM/RP-58609-FR).

1.3.5. Fitorisanamento

Il fitorisanamento è una tecnica di bonifica in situ che utilizza la vegetazione per contenere, sequestrare, rimuovere o degradare i contaminanti inorganici e organici nel suolo, nei sedimenti, nelle acque superficiali e nelle acque sotterranee (Gatliff et al., 2016).

Le piante sono una scelta logica per la bonifica di siti contaminati e per altri progetti di riabilitazione del suolo grazie alle loro capacità uniche di stabilizzare, aumentare di massa e rinnovare la crescita nelle stagioni successive, anche in ambienti estremi. In generale, la vegetazione crea estetica, ma allo stesso tempo rivitalizza il paesaggio ed agisce al fine di conservare, proteggere e migliorare le risorse naturali (Hettiarachchi et al., 2012).

La tecnica del fitorisanamento opera attraverso diversi meccanismi o processi per eliminare i contaminanti. Alcuni di questi processi, come la fitoestrazione e la rizofiltrazione, estraggono il contaminante dal suolo o dall'acqua, quindi lo assimilano nella biomassa raccolta.

In altri meccanismi, come la fitovolatilizzazione, il contaminante viene assorbito dalle piante e volatilizzato nell'atmosfera, non modificato o in forma modificata, quando le piante traspirano l'acqua. Alcuni siti possono essere bonificati semplicemente riducendo la tossicità del contaminante. Questo processo può essere ottenuto degradando il contaminante in sottoprodotti meno nocivi (fitodegradazione) o trasformandolo in un composto stabile, non mobile e non dannoso (fitostabilizzazione) (Upcraft and Guo, 2020).

Si può dunque affermare che il termine fitorisanamento copre una gamma di processi più specifici: rizofiltrazione, fitostabilizzazione, fitotrasformazione, fitostimolazione, fitoestrazione, e fitovolatilizzazione.

I meccanismi scelti per un progetto di fitorisanamento dipendono comunque dal livello del contaminante, dalle proprietà del contaminante e dalla matrice contaminata.

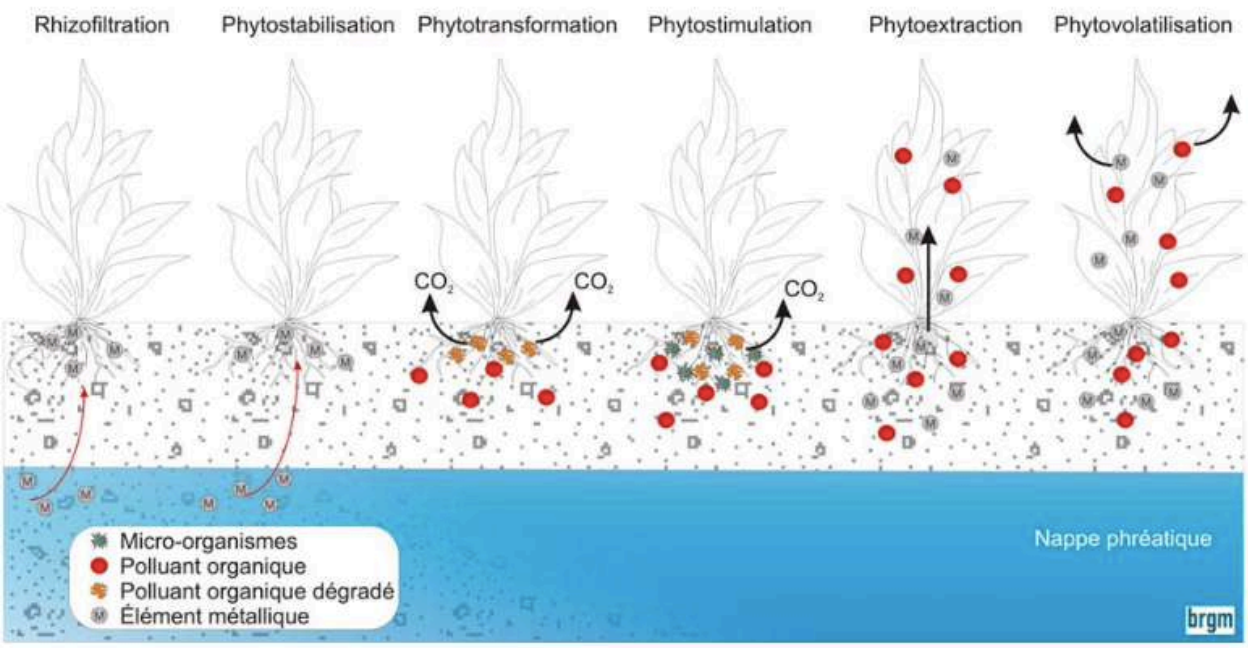


Figura 6 - Schema dei principali tipi di fitodepurazione (Quelles techniques pour quels traitements - Analyse couts-benefices Rapport Final, BRGM, 2010 ©BRGM/RP-58609-FR).

La Figura 6 rappresenta i principali processi del fitorisanamento sopraelencati e tramite le frecce i tipi di processi di trasporto che compiono le piante per la bonifica del suolo contaminato, ovvero (Nakbanpote et al., 2016):

- estrazione di metalli e di alcuni composti organici;
- accumulo e trasformazione dei composti accumulati via lignificazione, volatilizzazione, metabolizzazione e mineralizzazione;
- impiego di enzimi per degradare sostanze complesse in composti più semplici;
- rilascio di essudati nella rizosfera che stimolano l'attività di microrganismi coinvolti nella biodegradazione dei contaminanti.

Alcuni importanti inquinanti trattati mediante le tecnologie di fitorisanamento sono: IPA, solventi BTEX, composti aromatici clorurati, esplosivi, metalli pesanti e radionuclidi.

La bonifica tramite l'utilizzo di piante è adatta per essere applicata a suoli caratterizzati da una contaminazione di tipo superficiale e presenta diversi vantaggi, ma anche alcune limitazioni.

I vantaggi del fitorisanamento possono essere così riassunti:

- comprende un ampio spettro di meccanismi di trattamento e dunque può essere utilizzato per ripulire una vasta gamma di contaminanti. Ad esempio, le specie vegetali possono essere in grado di rimuovere un contaminante organico attraverso la fitovolatilizzazione e anche di porre rimedio ai rischi associati alla contaminazione inorganica attraverso la fitostabilizzazione;
- è generalmente passivo, viene eseguito senza la rimozione del suolo o dell'acqua contaminati, questo richiede meno manutenzione e meno input di energia esterna rispetto ai trattamenti alternativi;
- migliora l'estetica del sito, crea un habitat adeguato alla sopravvivenza di determinate specie e può ripristinare la funzione ecologica del sito;
- è vantaggiosa economicamente;
- è applicabile ad aree estese e in contesto urbano;
- è una tecnologia accettata dalle comunità residenti nei siti.

Tuttavia le principali limitazioni riguardano i seguenti aspetti:

- l'efficacia può essere ridotta nella stagione di non crescita, quando le piante sono dormienti;
- di solito funziona su siti con bassi livelli di contaminazione, perché questi siti hanno rischi ridotti e non necessitano di una pulizia immediata. Inoltre, alti livelli di contaminanti potrebbero ritardare o limitare la crescita delle piante;
- le sostanze tossiche possono entrare nella catena alimentare attraverso pascolatori, uccelli o altri animali che consumano foglie o semi di piante utilizzate per il fitorisanamento; oppure la combustione di foglie o rami di piante contenenti sostanze chimiche nocive potrebbe contaminare l'aria;
- richiede generalmente più spazio e tempo rispetto alle strategie di risanamento alternative.

1.3.6. Micorisanamento

Con il termine “micorisanamento” si intende un biorisanamento che utilizza funghi. Nel micorisanamento possono essere coinvolti sia funghi mitosporici che muffe. Si parla di micorisanamento sia quando vengono inoculati funghi nel suolo sia quando si adottano strategie atte a stimolare la crescita di funghi autoctoni nel suolo stesso.

Il micorisanamento ha diversi vantaggi, come ad esempio il fatto che le colture di funghi prevedono costi bassi di produzione, scarse necessità di manutenzione e di conseguenza una maggiore facilità di utilizzo. Allo stesso tempo, però, è difficile garantire una produzione su larga scala di funghi adatti al risanamento. Di conseguenza, nonostante i funghi abbiano delle ottime capacità, si tende ancora a preferire i microrganismi nei processi di bonifica.

1.3.7. Trattamento Catalizzato da Enzimi

Questa è una delle tecniche più recenti che rientra nella famiglia della bioremediation. Essa è una tecnica ex situ e consiste nell'utilizzo di enzimi prodotti da microorganismi, piante e animali, per la rimozione di composti tossici provenienti principalmente da effluenti industriali.

1.3.8. Bioreattori ed altre Tecniche Ex Situ

I bioreattori offrono il beneficio di una degradazione con parametri controllati e con un sistema di monitoraggio costante. Consiste in una biodegradazione che avviene in contenitori o reattori, usata per trattare liquidi o impasti liquidi. Nonostante questi vantaggi questi sistemi hanno il limite del costo d'investimento e dei costi di gestione, oltre che le spese per l'escavazione delle matrici contaminate.

Altri sistemi di biodegradazione ex situ includono il landfarming, il compostaggio e le biopile che non vengono però approfonditi in questo lavoro di tesi.

1.4. Scavo e Smaltimento Off-Site (*Dig&Dump*)

La tecnologia dello scavo e smaltimento (*Dig&Dump*) consiste nella rimozione meccanica del terreno contaminato e, in seguito, nel suo smaltimento o trattamento off-site in un impianto idoneo autorizzato. Solitamente, il conferimento off-site prevede la realizzazione di uno o più depositi temporanei in sito, con lo scopo di riuscire a classificare adeguatamente il terreno scavato, mediante l'attribuzione dell'opportuno codice CER (Catalogo Europeo dei Rifiuti).

L'opera di bonifica mediante lo scavo e lo smaltimento del terreno è da considerarsi una buona tecnologia in termini di efficacia di intervento, tempi e costi di realizzazione, soprattutto in siti dove la contaminazione è localizzata a profondità limitate o dove sono previsti scavi di sbancamento nell'ambito degli interventi di riqualificazione delle aree.

Si è inoltre rivelata una tecnica affidabile e collaudata, in quanto la sua efficacia è molto facilmente verificabile mediante l'analisi delle pareti del fondo e delle pareti dello scavo, è applicabile in qualunque tipo di terreno (poiché adatta ad ogni granulometria) ed è infine indipendente dal tipo di inquinante. Per lo più, può essere considerata una fase preliminare di trattamento e quindi può essere applicata antecedentemente ad ulteriori azioni di intervento, proprio grazie alla sua semplicità e rapidità.

Tuttavia, in termini di sostenibilità ambientale, questa tecnologia risulta essere fortemente impattante e poco sostenibile in quanto questa procedura di per sé consiste nello spostare la contaminazione da un luogo ad un altro, dunque spostando il problema, non risolvendolo.

In Figura 7 viene illustrato lo schema rappresentativo di uno scavo.

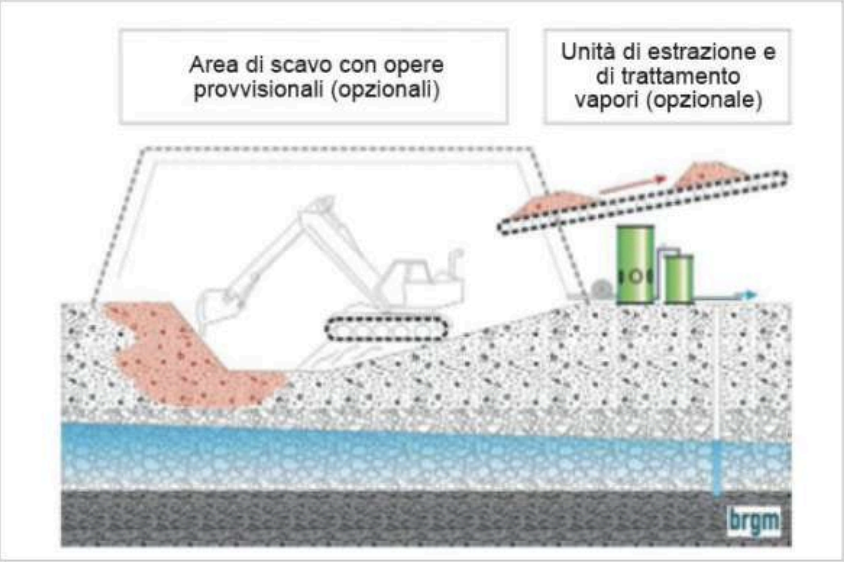


Figura 7 - Schema di come avviene uno scavo (Quelles techniques pour quels traitements - Analyse couts-benefices Rapport Final, BRGM, 2010 ©BRGM/RP-58609-FR.

Lo scavo e successivo smaltimento dei terreni contaminati avviene generalmente attraverso determinate fasi operative, quali:

- posa in opera di eventuali opere provvisionali a sostegno dei fronti di scavo (es. palancole);
- scavo mediante uno escavatore meccanico. Si opera inizialmente in una selezione preliminare in modo da consentire una separazione qualitativa delle frazioni con evidente contaminazione da quelle che non presentano tali evidenze;
- stoccaggio del terreno in cumuli nelle aree di deposito temporaneo preventivamente individuate in situ;
- caratterizzazione dei singoli cumuli mediante campionamento e analisi di laboratorio, al fine di attribuire codice CER (Catalogo Europeo dei Rifiuti);
- carico dei terreni contaminati su autocarri, trasporto e smaltimento presso idonea struttura autorizzata *off-site*;
- dopo un collaudo delle pareti e del fondo scavo, avviene infine il ripristino dello scavo con del materiale di riempimento certificato o proveniente dai cumuli non contaminati, il più possibile simile all'originale.

Come ogni tecnologia di bonifica anche lo scavo e smaltimento è una tecnica che presenta condizioni favorevoli e limiti di applicabilità. Risulta particolarmente adatta, e quindi applicabile, in determinate condizioni, come ad esempio:

- presenza di hot-spot di contaminazione o aree logisticamente difficili da trattare con ulteriori tecnologie di bonifica;
- contaminazione presente nella zona insatura, con eventuali approfondimenti nella zona satura. In questo caso è necessario apportare misure adeguate al contenimento e il monitoraggio delle acque sotterranee;
- profondità della zona insatura da trattare compresa tra 0 m e 3-5 m.

Al contrario, lo scavo e smaltimento risulta non idoneo, e quindi non applicabile, quando si ha:

- contaminazione diffusa su vaste aree;
- contaminazione presente a profondità > 3-5 m dal piano campagna;
- presenza di strutture interrate che possono essere danneggiate con lo scavo.

Risulta inoltre essere una tecnologia non adatta quando è necessario evitare il disturbo alle aree circostanti in termini di rumore, polveri, traffico dei veicoli trasportatori (al netto delle azioni di mitigazioni eventualmente adottate).

CAPITOLO 2

VALUTAZIONE DELLA SOSTENIBILITÀ

In questo capitolo viene presentato il tema della sostenibilità, in particolare lo sviluppo temporale nei primi anni 2000 del concetto di sostenibilità applicato agli interventi di bonifica. Successivamente verranno descritte alcune esperienze di organizzazioni o gruppi di lavoro internazionali, nazionali e locali, le quali definiscono e promuovono il concetto di bonifica sostenibile e verrà poi analizzata l'adozione di questo concetto in progetti concreti. Infine, si procederà con un'introduzione sull'importanza di stimare gli impatti ambientali lungo il ciclo di vita di un intervento di bonifica.

2.1. Introduzione alla sostenibilità applicata agli interventi di bonifica

Nel 1987, Gro Brundtland, presidente della Commissione ONU sull'Ambiente e lo Sviluppo (World Commission on Environment and Development, WCED) presentò il rapporto "Our Common Future" definendo una linea guida per lo sviluppo sostenibile tutt'oggi valida. In questo rapporto viene delineato il concetto di sviluppo sostenibile come uno "sviluppo in grado di soddisfare le necessità del presente senza compromettere la possibilità per le future generazioni di soddisfare le proprie".

Con il concetto di "sostenibilità" si comprende dunque un'ampia gamma di definizioni esistenti. I temi comuni includono la considerazione olistica degli impatti ambientali, sociali ed economici di un'attività e la valutazione di questi impatti sulle generazioni future. In Figura 8 è schematizzato il concetto di sviluppo sostenibile.

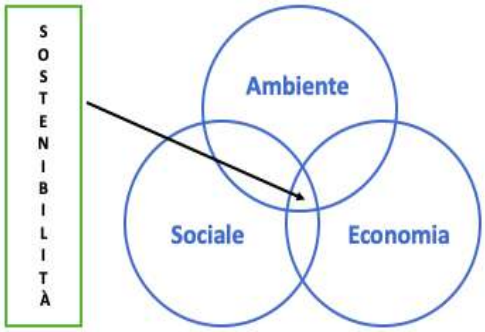


Figura 8 - Rappresentazione schematica della sostenibilità.

Con l'obiettivo di rendere applicabile il concetto di sviluppo sostenibile, una problematica emersa è il concetto di degrado del suolo, sia a livello globale che locale. Il suolo viene considerato una risorsa preziosa, la quale permette di soddisfare i bisogni fondamentali dell'uomo e svolge allo stesso tempo un ruolo essenziale per il normale funzionamento del pianeta. Essendo i processi di formazione del suolo, come anche gli interventi volti al suo recupero, molto lenti, questa risorsa viene classificata come non rinnovabile e dunque deve essere assolutamente salvaguardata.

A questo proposito, le Nazioni Unite e l'Europa hanno richiamato la comunità alla tutela del suolo, del patrimonio ambientale e del paesaggio e al riconoscimento del capitale naturale.

In particolar modo, la Commissione Europea con la "Tabella di marcia verso un'Europa efficiente nell'impiego delle risorse" (EC,2011), ha stabilito un obiettivo che prevede un consumo netto di suolo pari a zero entro il 2050, ossia si dovrà seguire un percorso che porti, entro il 2050, a non edificare più su nuove aree.

Analogamente, le Nazioni Unite hanno definito, mediante l'Agenda 2030 per lo Sviluppo Sostenibile, gli obiettivi di sostenibilità (*Sustainable Development Goals – SDGs goals*), dove viene fatto riferimento direttamente e indirettamente all'uso del territorio e del suolo. Molti degli SGD non possono essere raggiunti senza suoli in salute o tantomeno senza utilizzare in maniera sostenibile il territorio. Dunque, risulta essere fondamentale la salvaguardia del suolo. Di seguito, in Figura 9 viene riportata una panoramica degli Obiettivi di Sviluppo Sostenibile che fanno riferimento al suolo.

Figura 9 - Obiettivi di Sviluppo Sostenibile delle Nazioni Unite (SDGs) con focus sugli obiettivi che fanno riferimento al suolo (EEA, 2019).

Gli interventi di bonifica dei siti contaminati rivestono un ruolo strategico al fine raggiungere il completo risanamento del suolo, ma allo stesso tempo contribuiscono anche a mitigare determinati rischi per l'ambiente e per la salute umana causati dalla presenza di sostanze contaminanti nelle matrici ambientali.

Dall'altro lato, un intervento di bonifica, come qualsiasi processo, comporta determinati impatti ambientali che possono derivare dall'uso di risorse naturali (materie prime, energia, acqua, ecc.), dalla produzione di rifiuti e dalle emissioni provocate nell'ambiente, questi impatti vanno considerati in fase decisionale così da permettere la selezione delle alternative progettuali tecnicamente più adeguate e che presentano minori impatti ambientali. Per di più, secondo i principi di sostenibilità devono essere considerati contemporaneamente anche gli aspetti economici e sociali per garantire degli interventi che possano essere considerati sostenibili.

Il perseguimento degli obiettivi di sostenibilità, così come quelli del *Green Deal* europeo, stanno spingendo verso lo sviluppo e l'implementazione di approcci integrati con lo scopo di massimizzare i benefici netti delle opere di bonifica e minimizzare gli impatti negativi di tali interventi. Il Green Deal (Figura 10) è parte integrante della strategia della Commissione per attuare l'Agenda 2030 e gli obiettivi di sviluppo sostenibile delle Nazioni Unite. Si tratta di una nuova strategia di crescita mirata a trasformare l'UE in una società giusta e prospera, dotata di un'economia moderna, efficiente sotto il profilo delle risorse e competitiva, che nel 2050 non genererà emissioni nette di gas a effetto serra e in cui la crescita economica sarà dissociata dall'uso delle risorse.

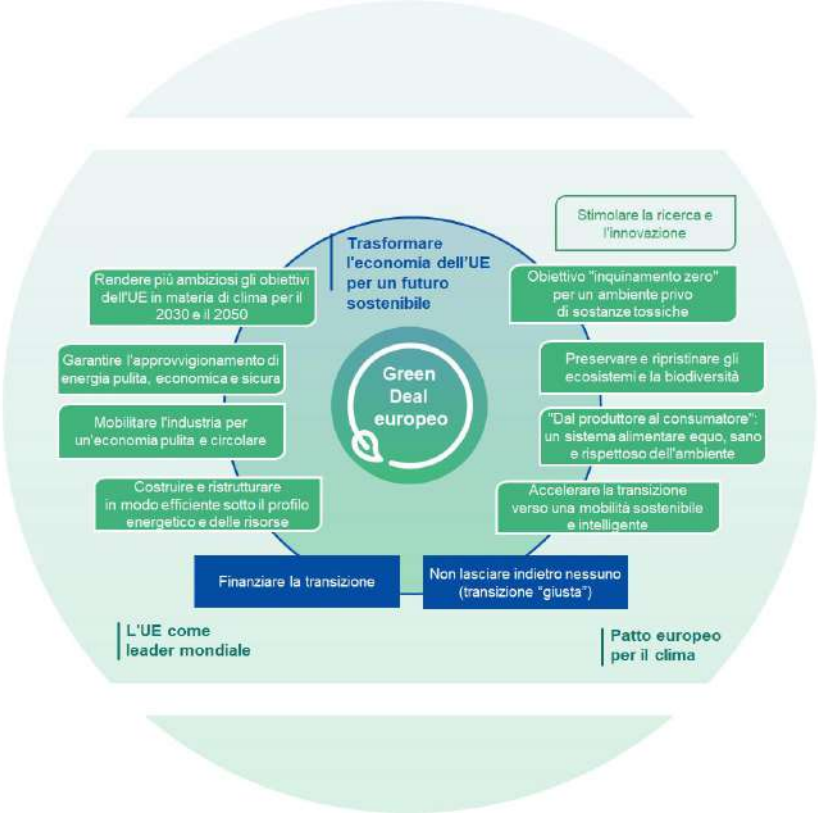


Figura 10 - Il Green Deal europeo (https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:b828d165-1c22-11ea-8c1f-01aa75ed71a1.0006.02/DOC_1&format=PDF).

Verso la fine degli anni 2000, è cresciuto l'interesse nei confronti della bonifica sostenibile nelle iniziative di diverse organizzazioni internazionali e nazionali, oltre che in altre iniziative di reti e forum. Queste varie iniziative hanno pubblicato una serie di *framework*, standard, libri bianchi, *road map* e linee guida operative, come ad esempio la ISO 18504:2017.

La prima di queste iniziative, è stata avviata proprio con l'obiettivo di sviluppare il concetto di bonifica sostenibile, ed è stato il *Sustainable Remediation Forum* (SURF) istituito nell'anno 2006 negli USA. Successivamente, altri gruppi di lavoro simili sono stati istituiti in Australia/Nuova Zelanda, Brasile, Canada, Colombia, Italia, Taiwan, Paesi Bassi e Regno Unito. Inoltre, le due principali reti europee di stakeholder della contaminazione dei terreni, il *Common Forum on Contaminated Land e il Network for Industrially Contaminated Land in Europe* (NICOLE), sono state anch'esse operanti per promuovere la bonifica sostenibile.

Se si fa invece riferimento al contesto italiano, SuRF-Italy definisce il concetto di sostenibilità applicata alle bonifiche, ossia di bonifica sostenibile (SR) come quel "processo di gestione e bonifica di un sito contaminato, finalizzato a identificare la migliore soluzione che massimizzi i benefici della sua esecuzione dal punto di vista ambientale, economico e sociale, tramite un processo decisionale condiviso con i portatori di interesse" (SuRF Italy, 2015).

Vengono quindi evidenziati i seguenti fattori:

- l'importanza di considerare i 3 ambiti: ambientale, economico e sociale;
- la necessità di coinvolgere gli *stakeholders*;
- la necessità di disporre di un processo decisionale che guidi la scelta in modo condiviso.

È possibile dunque affermare che la sostenibilità di un processo, fra cui anche quello di bonifica, è determinata dalla capacità di integrare i 3 ambiti che la costituiscono, ricercando soluzioni rispettose per l'ambiente, vantaggiose per lo sviluppo del territorio ed economicamente sostenibili.

2.2. Esperienze nazionali ed internazionali relative alla gestione sostenibile delle bonifiche

2.2.1. Analisi dei SuRF Internazionali

Come già anticipato nel paragrafo precedente, verso la metà e la fine degli anni 2000 l'interesse nei confronti del tema della bonifica sostenibile è andato crescendo ed ha portato alla nascita di numerose iniziative da parte di organizzazioni sia internazionali che nazionali, così come altre iniziative di reti e forum.

Da qui emerge la consapevolezza che le attività di bonifica, oltre a raggiungere l'obiettivo di risanamento e quindi migliorare la qualità di suoli e falde, possono provocare significativi impatti ambientali, economici e sociali. Questa consapevolezza è cresciuta sempre di più ed ha portato allo sviluppo del concetto di "bonifica sostenibile".

Le diverse iniziative nazionali ed internazionali sulla sostenibilità delle bonifiche hanno dunque pubblicato una serie di quadri, standard, libri bianchi, road map e linee guida operative. Queste presentano molteplici similitudini per quanto riguarda le definizioni proposte, i principi su cui si basano e si ha un approccio condiviso rispetto alla definizione di "bonifica sostenibile". Sono emerse però delle discrepanze negli aspetti della valutazione della bonifica sostenibile, a causa delle differenze nel contesto e nel quadro giuridico.

Negli ultimi anni però, sulla base anche di queste osservazioni, diverse iniziative di collaborazione in tutto il mondo hanno iniziato ad applicare, in maniera più formale, i principi dello sviluppo sostenibile alla gestione dei siti contaminati e delle aree industriali dismesse.

La prima di queste iniziative è nata proprio con l'obiettivo specifico di sviluppare il concetto di bonifica sostenibile e prende il nome di "SURF" ovvero *SUstainable Remediation Forum*, di questi ne abbiamo molteplici.

Il primo SURF è stato istituito nel 2006 negli Stati Uniti, ed è composto da un gruppo volontario di enti pubblici e privati che operano nel settore. L'obiettivo è quello di promuovere i concetti della sostenibilità in tutto il processo di bonifica preservando nello stesso tempo sia la salute umana sia quella dell'ambiente nel lungo termine, ed integrare considerazioni legate agli aspetti sociali ed economici. Nel 2009 SuRF US ha pubblicato il primo "*White Paper*" sulla bonifica sostenibile e successivamente ha anche pubblicato il "*Framework for Integrating Sustainability into Remediation*

Projects, Metrics for Integrating Sustainability Evaluations into Remediation Projects, e Guidance for Performing Footprint Analyses and LCAs for the Remediation Industry", quest'ultimo con l'intento di fornire le linee guida per l'applicazione pratica dei concetti di sostenibilità ambientale alle opere di bonifica (SuRF US, 2020).

Nel 2007, all'interno dell'organizzazione non governativa CL:AIRE (*Contaminated Land: Application in Real Environments*), la quale raccoglie esponenti del mondo accademico, dell'industria e degli enti di controllo legati al tema delle bonifiche dei siti contaminati, è stato fondato il SuRF UK. Successivamente, ulteriori gruppi di lavoro, simili ai precedenti, sono stati istituiti in Australia e Nuova Zelanda, Brasile, Canada, Colombia, Italia, Olanda, Giappone e Taiwan.

Nel contesto europeo emerge inoltre il lavoro di due network:

- NICOLE (*Network for Industrially Contaminated Land*): associazione, istituita nel 1996, della quale fanno parte 125 membri provenienti da 15 paesi europei e che riunisce rappresentanti dell'industria, dell'accademia e delle istituzioni. L'obiettivo principale di questo network è quello di porre l'industria europea nella condizione di riuscire a valutare e gestire siti industriali contaminati in maniera efficiente, economica e all'interno di un contesto di sostenibilità. Nel 2010, NICOLE ha pubblicato la "*Sustainable Remediation Road Map*", questa ha l'obiettivo di fornire a tutti i portatori di interesse un processo ben strutturato per collaborare nell'implementazione di "*best practices*" di bonifica sostenibile, in una ampia gamma di contesti normativi e politici (NICOLE, 2020).
- *Common Forum on Contaminated Land* (Common Forum): è un network di esperti di politiche ambientali, consulenti ministeriali di stati e associazioni di categoria europei, che venne fondato nel 1994. Gli obiettivi principali sono quelli di sviluppare strategie per la gestione e la bonifica dei siti contaminati e per il riutilizzo di siti industriali, nel rispetto della gestione sostenibile delle risorse (Common Forum, 2020).

Nel 2013, Common Forum e NICOLE pubblicarono una dichiarazione congiunta dal titolo "*Risk-informed and sustainable remediation*", dove viene presentato un approccio condiviso sui principi fondamentali della bonifica sostenibile e sulla loro applicazione nei vari contesti europei.

Un'altra importante iniziativa è stata SustRem (*International Conference on Sustainable Remediation*), consiste in una serie di conferenze internazionali dedicate soprattutto alla sostenibilità delle bonifiche.

Si svilupparono dunque idee condivise a livello internazionale nel campo del risanamento sostenibile, in particolare anche grazie all'istituzione di incontri trimestrali on-line tra i vari rappresentanti dei diversi SURF con l'obiettivo di condividere i progressi raggiunti e di sviluppare nuove occasioni di collaborazione. Inoltre, nel 2012 è stato anche istituito un gruppo di lavoro sulla bonifica sostenibile sotto la guida dell'Organizzazione Internazionale per la Standardizzazione (International Organization for Standardization – ISO) (Rizzo et al., 2016).

2.2.2. Surf Italy ed il Libro Bianco sulla gestione sostenibile delle bonifiche in Italia

Per quanto riguarda l'ambito italiano, nel 2012 nasce SuRF Italy, ossia un gruppo volontario di esperti attivi a livello nazionale, i quali fanno parte sia di enti pubblici che privati, e ciò che li lega è il forte interesse di promuovere la sostenibilità applicata al contesto della bonifica dei siti contaminati. Le loro iniziative seguono il modello delle iniziative avviate a livello europeo ed in altri Paesi. La diffusione di queste iniziative e delle buone pratiche avviene attraverso il coinvolgimento di molteplici attori competenti nella scelta delle migliori tecniche e strategie, nella definizione delle procedure di bonifica, nella definizione degli strumenti e delle linee guida comuni e nella condivisione di adeguate pratiche a supporto della revisione normativa.

Surf Italy, nello specifico, si prefigge di raggiungere i seguenti obiettivi:

- promuovere lo sviluppo di iter progettuali improntati verso criteri di sostenibilità ambientale, sociale ed economica, che tengano conto delle priorità dei diversi stakeholders;
- spostare gradualmente l'attenzione e portare alla modifica del concetto corrente di "bonifica" verso quello di "bonifica sostenibile", anche tramite la diffusione di quanto di positivo sviluppato in Italia;
- condividere e supportare l'evoluzione normativa nel settore;
- aumentare la cultura nel settore, supportando i "membri" ad indirizzare il proprio impegno;
- confrontarsi con le realtà europee ed internazionali stabilendo scambi di informazioni di buone pratiche e di risultati raggiunti.

Insieme ad altri enti pubblici e privati, SuRF Italy lavora all'interno di RECONnet, Rete Nazionale sulla gestione e la Bonifica dei Siti Contaminati, la quale nasce da un accordo tra Agenzie Ambientali, Istituti di Ricerca e Università ed è stata sviluppata dal Dipartimento di Ingegneria civile dell'Università di Roma "Tor Vergata". RECONnet ha lo scopo di fornire delle soluzioni alle principali

difficoltà tecniche e normative nella gestione e nella bonifica dei siti contaminati, promuovendo dunque la collaborazione e lo scambio di informazioni tra le parti interessate.

In linea con questi obiettivi, nel 2015 venne pubblicato il "Libro Bianco sulla Sostenibilità delle Bonifiche in Italia", risultato del lavoro coordinato all'interno della rete RECONnet. Con questo documento si intraprende un primo passo verso le parti interessate, istituzionali e private, con lo scopo di definire chiaramente i principi, l'ambito di applicazione e le principali attività che caratterizzano un approccio sostenibile verso il mondo delle bonifiche in Italia.

Nel Libro Bianco viene presentata un'analisi dello stato dell'arte e del contesto normativo italiano in termini di bonifica, una sintesi delle definizioni più comuni di sostenibilità applicata alla bonifica e delle nuove proposte in tal senso; vengono poi valutate le tre dimensioni di sostenibilità: ambientale, sociale ed economica, ed il loro grado di sviluppo nel campo delle bonifiche attraverso la definizione di indicatori di sostenibilità per ogni singolo ambito.

Particolare attenzione è posta sulla descrizione delle modalità di coinvolgimento degli *stakeholders*, ovvero tutti quei soggetti che sono coinvolti direttamente o indirettamente durante il progetto. Vengono fornite raccomandazioni per i ruoli degli *stakeholders* e le responsabilità che si assumono all'interno del processo decisionale, si affida però la responsabilità delle scelte finali all'ente pubblico preposto. Formazione, informazione e condivisione delle scelte consentiranno di promuovere l'applicazione dei criteri di sostenibilità nel processo di gestione e risanamento dei siti contaminati, si favorirà inoltre l'utilizzo di tecnologie sostenibili innovative. Il confronto e la condivisione tecnica, oltre che lo sviluppo volontario da parte dei "*problem owner*" di scelte di bonifica basate su criteri di sostenibilità, potranno contribuire alla velocizzazione dei procedimenti amministrativi.

Attraverso l'adozione sistematica di tali principi, la disciplina delle bonifiche dei siti contaminati potrà dunque trovare una piena ed efficace applicazione e contribuire allo sviluppo economico, restituendo vita ad aree dismesse per nuovi investimenti e limitando il consumo del suolo.

All'interno del Libro Bianco sono inoltre presentati dei casi studio relativi a progetti di bonifiche sostenibili di siti nazionali ma anche internazionali, messi a disposizione da diversi soggetti che fanno parte del gruppo di lavoro SuRF Italy. I casi di studio riportati nel documento mettono in evidenza una notevole discordanza dei processi e fanno emergere l'esigenza di un quadro normativo di lavoro comune al fine di una standardizzazione dell'approccio alla bonifica sostenibile (SuRF Italy, 2015).

2.2.3. Esperienze locali: le linee guida ARPAE

Tutt'oggi, il tema della sostenibilità nella gestione delle bonifiche è in continua espansione e negli ultimi anni sono stati numerosi gli sforzi al fine di intraprendere azioni che permettano di raggiungere maggiori obiettivi di sostenibilità anche in questo ambito. Analizzando tutte le iniziative a livello locale, è molto interessante ricordare l'iniziativa portata avanti da ARPAE.

Nell'aprile 2020 è stata pubblicata la "Linea Guida 44/DT sulla Metodologia per l'individuazione delle migliori tecniche disponibili (MTD/BAT) di bonifica e messa in sicurezza dei siti contaminati".

Questa linea guida è stata elaborata in collaborazione con il Servizio Giuridico ambiente, rifiuti, bonifica siti contaminati e servizi pubblici ambientali della Regione Emilia-Romagna e si identifica come uno strumento utile per indirizzare gli operatori coinvolti nelle procedure di approvazione degli interventi di bonifica proposti per un sito contaminato. Questo documento risulta essere in linea con i principi indicati nel terzo allegato alla Parte IV – Titolo V – del Dlgs 152/2006 nella sezione dedicata agli interventi di bonifica. L'obiettivo principale di questo documento è di ridurre l'asimmetria informativa nella valutazione dei processi di bonifica, al fine di garantire l'applicazione di scenari d'intervento sostenibili da un punto di vista sia ambientale, che sociale ed economico.

Tutto il sistema normativo inerente alle migliori tecniche disponibili (BAT), a partire dalle direttive europee fino alle nazionali, è strutturato principalmente sugli impianti produttivi generali, restando molto distante dal sito contaminato specifico. La specificità del sito contaminato resta nelle mani dei singoli responsabili dei procedimenti amministrativi e ad eventuali linee guida tecniche. Con lo scopo dunque di portare oggettività e trasparenza anche in questo ambito, il processo di valutazione delle BAT è stato standardizzato con le seguenti fasi:

- identificazione delle tecnologie applicabili;
- formulazione degli scenari di intervento;
- individuazione delle migliori tecnologie fra le alternative applicabili.

La metodologia descritta e proposta in questa linea guida (44/DT) prevede la valutazione e la scelta delle migliori tecniche di bonifica mediante criteri che consentono di quantificare le performance delle alternative progettuali sia a livello ambientale, che sociale ed economico. La definizione dei criteri consiste nella fase preliminare di tutta la valutazione comparativa dei diversi scenari d'intervento e per questa fase è prevista una valutazione a complessità crescente basata su tre livelli di analisi: qualitativa, semi-quantitativa e quantitativa.

L’intero documento si inserisce nell’ambito dei procedimenti definiti dalle norme cogenti ed è da considerarsi semplicemente un documento di supporto nella scelta delle soluzioni più sostenibili per gli interventi di bonifica, in quanto non impone nessun obbligo ed in più non va a sostituirsi a nessun altro provvedimento (ARPAE, 2020).

2.3. Gli impatti ambientali lungo il ciclo di vita di un processo di bonifica: variabili e processi rilevanti

L’ambito specifico della bonifica dei siti contaminati è probabilmente uno degli ambiti più complicati per essere rielaborato in chiave sostenibile. Quello della sostenibilità è un principio che deriva dall’Ecologia, ossia lo studio dei sistemi naturali, nella quale le due principali componenti sono la determinazione di sistemi conoscibili e l’elaborazione di meccanismi futuri propri del sistema in esame. Già qui è anticipata la criticità per la gestione delle bonifiche: il livello di conoscenza del sistema “sito contaminato”. Il principio di sostenibilità tiene in considerazione l’intero sistema sociale e richiede che se ne abbia un quadro completo prima di poter formulare qualsiasi ipotesi previsionale, ma l’ambito delle bonifiche prevede una gestione estremamente settorializzata sugli aspetti tecnici del sito (aspetti sito specifici).

I progetti di bonifica valutano gli impatti determinati dalla scelta di una determinata tecnologia di bonifica in relazione alla sua efficacia, alla fattibilità dell’intervento, ai costi e alle tempistiche. Oltre però alla valutazione dei criteri appena elencati, il concetto di bonifica sostenibile si sta espandendo cercando di utilizzare nuovi criteri che permettano di cogliere tutte le esternalità, ossia tutti i possibili impatti su scale locale, regionale e globale.

Le attività di ripristino ambientale causano effetti diretti e indiretti, sull’uomo ma anche sull’ambiente, i quali devono essere considerati e calcolati in termini di sostenibilità del progetto (SuRF Italy, 2015). I diversi scenari di intervento devono essere comparati sulla base di indicatori che ne valutino la sostenibilità, come per esempio il consumo di risorse minerali o di energia o, ancora, i costi di attuazione. Questi indicatori servono, infatti, per misurare le performance di ciascuno degli interventi di bonifica rispetto ai tre pilastri fondamentali della sostenibilità: ambientale, economico e sociale. Poiché l'obiettivo di un'attività di bonifica è quello di migliorare la qualità dell'ambiente, è necessario dunque considerare tutti gli impatti di queste attività. L'ambito della bonifica dei siti ha perciò iniziato a considerare gli oneri ambientali complessivi delle proprie

attività e ad intraprendere azioni al fine di ridurli, riducendo al minimo i trasporti e selezionando e progettando con cura le tecnologie di bonifica.

Ponendo l'attenzione sugli aspetti ambientali, dalla letteratura scientifica emerge che l'Analisi del Ciclo di Vita (Life Cycle Assessment - LCA) è un metodo standardizzato che permette di valutare in modo completo, approfondito e onnicomprensivo gli impatti ambientali generati da processi ed attività, e quindi risulta essere in grado di supportare l'analisi della sostenibilità ambientale delle tecniche di bonifiche (Ellis and Hadley, 2009).

L'LCA è un valido strumento decisionale per i manager interessati alla scelta del miglior prodotto o servizio da un punto di vista ambientale e dunque può aiutare a selezionare l'opzione di bonifica più sostenibile grazie alla sua capacità di considerare tutta la catena di approvvigionamento del processo (Amponsah et al., 2017). Permette dunque di valutare tutte le attività che costituiscono le diverse fasi di un processo di bonifica, come l'estrazione e la lavorazione delle materie prime, la produzione e il consumo di materiali, i processi, l'attività nel sito e la manutenzione, la gestione del fine vita, compreso il riciclo e lo smaltimento dei rifiuti, al fine di individuare le fasi specifiche in cui si concentrano le maggiori criticità ambientali.

Nel prossimo sottocapitolo, sarà presentata una review bibliografica di articoli scientifici relativi a LCA della tecnologia del biorisanamento confrontata con l'alternativa classica dello scavo e smaltimento in discarica, tecnologie oggetto di studio nel presente lavoro di tesi.

2.3.1. Focus specifico sul biorisanamento: stato dell'arte

La bonifica mediante trattamenti biologici tende a creare le condizioni favorevoli affinché le sostanze contaminanti presenti nel suolo vengano biodegradate o bioaccumulate da organismi già presenti o appositamente introdotti nel terreno. La classe delle tecnologie di bonifica che rientrano all'interno del biorisanamento, come visto nel capitolo 1.3, è molto ampia, formata da numerose tecnologie, eterogenea, con determinate specificità legate al sito specifico studiato. Di conseguenza risulta difficile definire delle linee guida generiche per un'analisi LCA su questo tipo di trattamenti.

Qui di seguito, a supporto dell'obiettivo della tesi, verrà presentata una review bibliografica di articoli nei quali viene confrontata la tecnica del biorisanamento con quella dello scavo e smaltimento in discarica. Saranno identificate quelle variabili e quei processi che hanno un'incidenza maggiormente rilevante nella quantificazione degli impatti generati dalle due tecnologie.

Ad esempio, Amposah e colleghi (Amponsah et al., 2017) confrontano gli impatti ambientali di due scenari di trattamento del suolo: scavo con trattamento fuori sito e bioventilazione. L'approccio LCA viene utilizzato per valutare le più ampie conseguenze ambientali di queste due tecnologie di bonifica, molto diverse tra loro, che vengono utilizzate per bonificare suoli contaminati da diesel. Sono state identificate le varie fasi del ciclo di vita per le diverse opzioni e ne è risultato che, nell'opzione di scavo e trattamento ex situ (*Dig&Dump*), la fase a maggior impatto ambientale è la fase operativa, ossia la fase che comprende il trasporto del terreno contaminato scavato. Il contributo al cambiamento climatico è in gran parte dovuto all'elevato consumo di energia per il trasporto ed il funzionamento dei macchinari durante lo scavo. Al contrario nella seconda opzione, quindi l'opzione di trattamento mediante bioventilazione, si è osservato che l'impatto ambientale per la maggior parte delle categorie è nettamente inferiore. Quest'ultimo trattamento ha inoltre utilizzato meno materiali e ha prodotto meno emissioni di CO_2 fossile ed emissioni di CO_2 biogeniche.

Sempre utilizzando un'analisi LCA ed un sito contaminato da diesel, Cadotte e colleghi (Cadotte et al., 2007) confrontano uno scenario di trattamento biologico in situ con un trattamento ex situ (scavo e biopile). Da questo studio è emerso che lo scenario biologico in situ ha mostrato impatti minimi, ma il suo tempo di trattamento era 4 volte più lungo di quello ottenuto nel trattamento ex situ. Al contrario, lo scenario ex situ ha mostrato il miglior tempo di trattamento, però i suoi impatti ambientali erano significativamente più alti come mostrato anche nello studio precedentemente riportato.

A conferma di ciò che è stato riportato precedentemente sia Lemming (Lemming et al., 2010) che Suer (Suer and Andersson-Sköld, 2011a) confrontano l'opzione di bonifica del biorisanamento in situ con l'opzione dello scavo del suolo contaminato seguito da trattamento e smaltimento fuori sito. I risultati di entrambi hanno mostrato che la scelta dell'opzione del biorisanamento riduce notevolmente gli impatti del ciclo di vita della bonifica rispetto all'altra scelta, la quale richiede molta più energia ed è dominata dalla discarica e dal trasporto del terreno contaminato.

Di seguito si riporta una tabella (Tabella 1) riepilogativa di tutti gli studi selezionati e considerati in questa revisione e per ognuno di essi si riportano alcuni aspetti peculiari quali la prospettiva temporale di analisi cioè se l'LCA è stata effettuata *ante operam* o *post operam*, i contaminanti e le tecnologie di bonifica e l'unità funzionale.

Tabella 1 - Aspetti peculiari (confine temporale e numero di scenari tecnologici analizzati, contaminanti e tecnologie di bonifica, unità funzionale) degli studi considerati.

Articoli	Confine temporale e numero di alternative tecnologiche		Contaminanti e alternative analizzate	Unità funzionale	Note
Environmental Profile of Two Soil Remediation Options - A Case Study in Northern Alberta. (Amposah et al., 2017)	*Ante operam*	2 alternative	Contaminanti: Gasolio Alt1: Bioventing Alt2: Scavo e smaltimento off-site mediante biopile	1 mc di suolo agricolo	Il trattamento di bioventilazione ha impatti nettamente minori rispetto al trattamento dello scavo e smaltimento.
Selection of a Remediation Scenario for a Diesel-Contaminated Site Using LCA. (Cadotte et al., 2007)	*Ante operam*	4 alternative	Contaminanti: Gasolio Alt1: Rimozione olio + Bioslurping + Pump&Treat Alt2: Biosparging + Ossidazione Chimica + Attenuazione Naturale Alt3: Bioventilazione Alt4: Scavo e biopile	Intero sito	Lo scenario completamente biologico (Alt3) ha impatti minimi ma il tempo di trattamento è molto più lungo, al contrario lo scenario dello scavo ha impatti maggiori ma tempi molto più corti.
Environmental Impacts of Remediation of a Trichloroethene-Contaminated Site: Life Cycle Assessment of Remediation Alternatives. (Lemming et al., 2010)	*Ante operam*	3 alternative	Contaminanti: Cloroetene Alt1: Biorisanamento in situ Alt2: Desorbimento termico in situ Alt3: Scavo e smaltimento off-site	Intero sito	Il biorisanamento in situ ha impatti nettamente minori rispetto allo scavo e smaltimento ex situ.
Biofuel or excavation? Lifecycle assessment (LCA) of soil remediation option. (Suer et al., 2010)	*Ante operam*	3 alternative	Contaminanti: Olio minerale Alt1: Fitorisanamento Alt2: Scavo e smaltimento Alt3: NON intervento	Intero sito	Il fitorisanamento riduce notevolmente gli impatti, mentre il trattamento con scavo e smaltimento ha impatti maggiori soprattutto nei trasporti ed in discarica.

Questa revisione bibliografica è stata di supporto alla scelta e all'analisi sviluppata in questa tesi, in quanto tutti gli articoli analizzati mettono a confronto la tecnologia del biorisanamento, apparentemente meno impattante, con la sua alternativa tradizionale dello scavo e smaltimento in discarica (*Dig&Dump*).

Nel prossimo capitolo viene quindi presentata la metodologia di analisi del ciclo di vita, di cui si analizzano i concetti principali e le quattro fasi fondamentali secondo le norme UNI EN ISO 14040-14044. Successivamente, nei capitoli seguenti, verrà presentato il confronto tra le due tecnologie analizzate (biorisanamento e scavo e smaltimento in discarica) e gli impatti che ciascuna può generare.

CAPITOLO 3

ANALISI DEL CICLO DI VITA (*Life Cycle Assessment* – LCA)

3.1. Definizione

L'LCA è l'acronimo di *Life Cycle Assessment* (Analisi del ciclo di vita) ed è uno strumento utilizzato per valutare gli impatti ambientali di un prodotto, di un processo o di un'attività, lungo l'intero ciclo di vita a partire dall'estrazione delle materie prime fino alla produzione del prodotto finale, compreso l'uso dello stesso e lo smaltimento finale come rifiuto (Figura 11). Tale approccio è denominato anche "dalla culla alla tomba" (*from cradle to grave*) (Jiménez-González et al., 2000).

L'analisi LCA viene effettuata sia per gli impatti direttamente associati al sistema in esame sia per gli impatti indiretti attraverso la quantificazione degli input, come acqua, materie prime ed energia, e degli output, come emissioni nell'ambiente ad esempio in aria, acqua e suolo.

Figura 11 - Rappresentazione grafica del campo applicativo dell'analisi di Life Cycle Assessment.

La metodologia LCA è uno strumento fondamentale nella politica ambientale internazionale di prodotto e si può considerare il principale strumento operativo per il "*Life Cycle Thinking*", l'unico metodo standardizzato ed internazionalmente accettato, i cui obiettivi principali sono l'ottimizzazione delle risorse, la riduzione dell'uso delle materie prime e di conseguenza delle emissioni inquinanti nell'ambiente, secondo un'ottica di economia circolare (ISPRA, 2020). L'approccio di *Life Cycle Thinking* (oggi promosso dall'*European Waste Framework Directive*) è stato riportato in letteratura per la prima volta nel 1880 da Patrick Geddes, il quale sviluppò una procedura che si può considerare il precursore del *Life Cycle Inventory* (LCI).

La prima applicazione dell'LCA, con il suo significato moderno, risale al 1970 circa con "*Resource and Environmental Profile Analysis* (REPA)" presso il *Midwest Research Institute* (Hunt et al., 1996).

Negli anni '90 SETAC (*Society of Environmental Toxicology and Chemistry*) è stata leader nell'armonizzazione dello sviluppo e per la prima standardizzazione dell'LCA. SETAC ha inoltre fornito una prima definizione di LCA, ovvero "un processo oggettivo di valutazione degli impatti ambientali connessi ad un prodotto, processo o attività, effettuato attraverso l'identificazione e la quantificazione dell'energia, dei materiali impiegati e dei rifiuti rilasciati nell'ambiente, al fine di valutare l'impatto di questi usi di energia, materiali e rilasci nell'ambiente, e per vagliare e realizzare le opportunità di miglioramento ambientale. La valutazione include l'intero ciclo di vita del prodotto, processo o attività, includendo l'estrazione e il trattamento delle materie prime, la fabbricazione, il trasporto e la distribuzione, l'uso, il riuso, la manutenzione, il riciclo e lo smaltimento finale" (SETAC, 1993).

Lo standard internazionale per l'esecuzione degli studi di LCA è rappresentato dalle norme ISO 14040-44 (Finkbeiner et al., 2006), ovvero:

- UNI EN ISO 14040 (2006): "Gestione ambientale", "Valutazione del ciclo di vita", "Principi e quadro di riferimento". Questa norma fornisce un quadro generale delle pratiche, delle applicazioni e delle limitazioni dell'LCA.
- UNI EN ISO 14044 (2006): "Valutazione del ciclo di vita", "Definizione" e "Linee Guida". Questa rappresenta il supporto principale per l'applicazione pratica di uno studio LCA, attraverso la preparazione, la gestione e la revisione critica del ciclo di vita.

Secondo lo standard internazionale regolamentante ISO 14040, "LCA studia gli aspetti ambientali e i potenziali impatti in tutta la vita del prodotto (*from cradle to grave*) dall'acquisizione della materia prima attraverso la produzione, l'uso e la distribuzione". Le categorie generali di impatto ambientale includono il riutilizzo delle risorse, la salute umana e le conseguenze ecologiche.

La metodologia LCA presenta le seguenti importanti potenzialità:

- permette di sviscerare la complessità del prodotto, processo o servizio che si analizza, e comprenderla;
- fissa le priorità degli interventi di miglioramento;
- da una prospettiva dell'intero ciclo di vita;

- pone l'attenzione sull'ambiente;
- è uno strumento adatto a perseguire politiche di sviluppo sostenibile e come supporto alle decisioni;
- concede la possibilità di confronto tra prodotti e loro miglioramento;
- utilizza un approccio relativo e unità funzionale;
- utilizza un approccio iterativo: garantisce coerenza e completezza dello studio e dei risultati;
- è trasparente, permette una corretta interpretazione dei risultati;

È quindi uno strumento che permette di portare avanti iniziative di sviluppo sostenibile mediante la valutazione dei possibili impatti ambientali in un'ottica di bilancio complessivo del processo. LCA è infatti considerato uno strumento efficace per l'ottimizzazione e il miglioramento di prodotti e processi.

Tuttavia, la metodologia LCA presenta alcuni limiti quali l'assenza di risposte assolute poiché è uno strumento di supporto da applicare a contesti specifici, e l'incapacità di considerare la dimensione temporale e geografica (LCA è maggiormente applicabile a indicatori di impatti su scala globale ad esempio *Global warming* e meno agli impatti locali come lo smog). Termodinamicamente inoltre, un qualsiasi prodotto è sostanzialmente un sistema aperto che interagisce con altri sistemi aperti, molte di queste interazioni sono irreversibili e determinano l'impossibilità di ripristinare lo stato originario. L'LCA quindi può essere considerata come una stima della distanza da tale stato in termini di impatto ambientale o di potenziali termodinamici.

La complessità dell'LCA è dunque legata principalmente all'accoppiamento di più prodotti in un singolo processo e alla difficoltà di attribuire al prodotto una quota dell'impatto del processo che lo genera. Infatti, raramente si dispone di un criterio quantitativo solido per l'allocazione delle quote di impatto tra prodotto e coprodotti.

3.2. Struttura di una *Life Cycle Assessment*

Come già accennato precedentemente, una prima definizione e relativa struttura dell'LCA è stata realizzata nel 1990/1991 da SETAC (*Society of Environmental Toxicology and Chemistry*), ed ha avuto un ruolo fondamentale nello sviluppo e nell'applicazione di tale metodologia. Questa prima versione è stata poi modificata nel 1993.

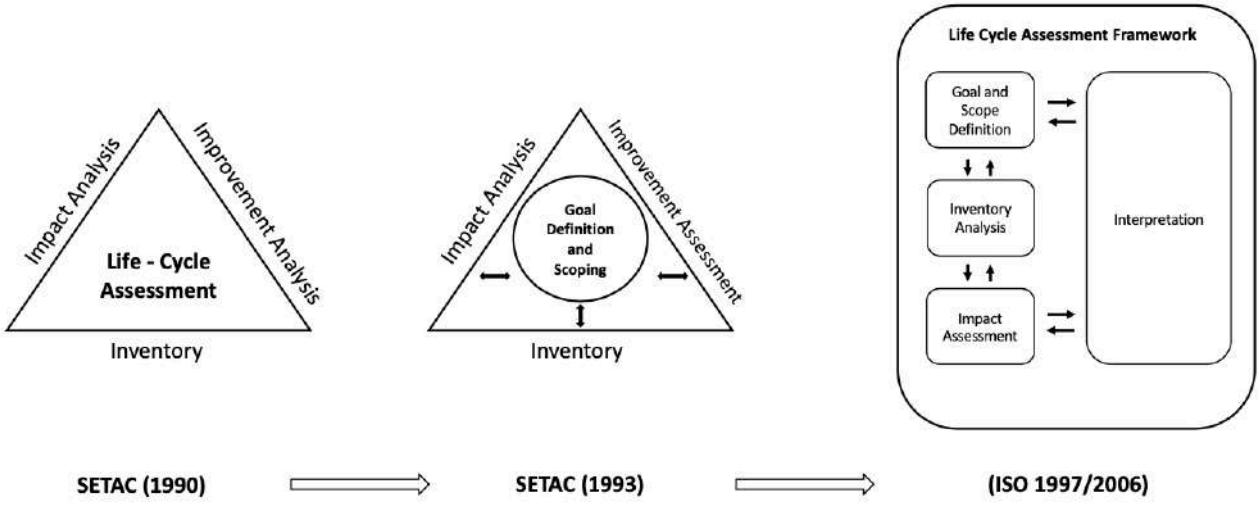


Figura 12 - Evoluzione storica delle fasi della metodologia LCA.

In Figura 12 viene rappresentata l'evoluzione delle fasi di LCA. La prima ipotesi strutturale, riportata a sinistra, è caratterizzata in particolare da una fase chiamata *Impact Analysis*, successivamente al centro viene raffigurata l'ipotesi del 1993, in cui tale fase si è evoluta in una procedura di *Impact Assessment*. Infine, nella rappresentazione a destra, ISO ha voluto mantenere la stessa struttura di SETAC ad eccezione della fase di *Improvement Assessment* che è stata trasformata nella fase di *Interpretation*. Quest'ultima è l'attuale struttura definita dalla norma ISO 14040 (Klöpffer and Grahl, 2014a)

Le fasi della metodologia LCA (Figura 13) sono state rinominate come viene riportato di seguito:

1. Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione - *Goal and Scope Definition*;
2. Analisi dell'inventario - *Life Cycle Inventory Analysis* (LCI);
3. Valutazione degli impatti - *Life Cycle Impact Assessment* (LCIA);
4. Analisi dei risultati e valutazione dei miglioramenti - *Life Cycle Interpretation*.

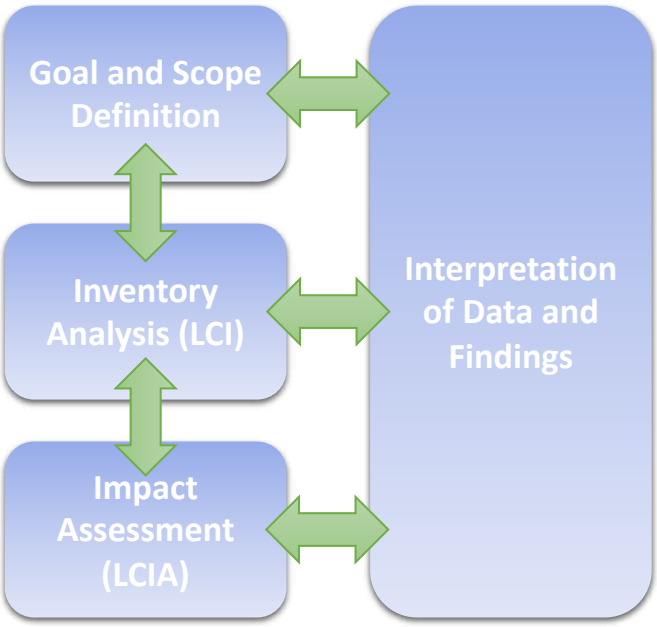


Figura 13 - Fasi della metodologia LCA secondo l'attuale normativa vigente.

Il riferimento normativo internazionale per l'esecuzione degli studi di LCA viene rappresentato dalle norme ISO della serie 14040 (Finkbeiner et al., 2006):

- ISO 14040: principi e struttura (1997);
- ISO 14041: definizione dell'obiettivo e dello scopo e analisi dell'inventario (1998);
- ISO 14042: valutazione dell'impatto del ciclo di vita (2000);
- ISO 14043: interpretazione (2000).

Nel periodo 2001-2006 è stata effettuata una revisione degli standard internazionali senza però consistenti cambiamenti tecnici. Infatti, lo standard di base continua a essere chiamato ISO 14040, senza direttive obbligatorie. Le direttive sono riassunte nel nuovo standard ISO 14044. Nel 2021 è stata fatta un'ulteriore revisione che recepisce e leggermente modifica le versioni del 2006. Dunque le ISO di riferimento attuali sono 14040:2021 e 14044:2021.

3.2.1. Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione - *Goal and Scope Definition*

"L'obiettivo e il campo di applicazione devono essere definiti chiaramente e devono essere coerenti con l'applicazione prevista. In relazione alla natura iterativa dell'LCA, il campo di applicazione può essere ridefinito durante lo studio" (ISO 14044).

In questa prima fase della metodologia bisogna riuscire a definire:

- le motivazioni che spingono ad eseguire questo studio, al fine di definire senza ambiguità le ragioni per cui lo studio viene realizzato;
- il campo di applicazione utile ad identificare l'ambito da analizzare in funzione degli obiettivi da perseguire. Infatti, il campo di applicazione dovrebbe essere sufficientemente ben definito per assicurare che l'ampiezza, la profondità ed il dettaglio dello studio siano compatibili e sufficienti per affrontare l'obiettivo dichiarato (ISO 14040, 2006);
- la tipologia di pubblico a cui è rivolto lo studio, ovvero a chi devono essere comunicati i risultati ottenuti;
- l'unità funzionale (UF), ovvero l'unità di misura di riferimento con cui trattare ed esporre i dati e le informazioni di una LCA. Corrisponde alla quantificazione delle prestazioni di un dato servizio che definisce l'oggetto di riferimento dello studio rispetto al quale tutti i dati in ingresso e in uscita sono normalizzati (1 kg di prodotto, 1kWh di energia, 1 tonnellata di rifiuti, ecc.). Permette inoltre di analizzare e confrontare i beni, i servizi o risultati di altri studi;
- i confini del sistema analizzato, si definiscono e delimitano gli ambienti fisici, le operazioni e i processi produttivi che verranno considerati per l'analisi. Si attua dunque una scrupolosa descrizione del sistema in tutte le sue fasi o componenti e le si sintetizzano in un diagramma di flusso. Quest'ultimo è una rappresentazione qualitativa grafica dei processi rilevanti del ciclo di vita;
- i requisiti di qualità dei dati. I dati possono essere:
    - primari: dati raccolti direttamente sul campo;
    - secondari: dati rilevabili dalla letteratura o da un database (Ecoinvent).

  La qualità dei dati influisce sull'attendibilità dei risultati dello studio e si può misurare attraverso criteri quali:
    - confini temporali;
    - confini geografici;
    - confini tecnologici.

  Le caratteristiche principali dei dati sono:
    - precisione;
    - completezza;
    - rappresentatività;

    - consistenza;
    - riproducibilità.
- i confronti tra sistemi;
- l'approccio attributivo o consequenziale:
    - attributivo: analisi della situazione media (dati medi);
    - consequenziale: analisi del cambiamento (dati marginali).
- le considerazioni sulla revisione critica (Klöpffer and Grahl, 2014b)

In uno studio LCA si possono adottare diverse tipologie di confini (*boundary*), come ad esempio:

1. *from cradle to grave* (dalla culla alla tomba): è il *Life Cycle Assessment* completo, in quanto si analizzano tutti i processi del ciclo produttivo, dall'estrazione delle risorse ("cradle" – "culla") allo smaltimento di un bene e quindi il suo fine vita ("grave" – "tomba").
2. *from cradle to cradle* (dalla culla alla culla): è un tipo specifico di Cradle-to-Grave, in quanto la fase di smaltimento a fine vita di un prodotto consiste in un processo di riciclo. È un metodo utilizzato al fine di ridurre al minimo l'impatto ambientale dei prodotti.
3. *from cradle to gate* (dalla culla al cancello): è una valutazione del ciclo di vita parziale, si analizza un prodotto o un processo dalla sua estrazione ("cradle" – "culla") fino al cancello della fabbrica, ossia fino alla sua produzione, escludendo le fasi di distribuzione, uso e smaltimento.
4. *gate to gate* (da cancello a cancello): è un LCA parziale che fa riferimento solamente alla fase produttiva di un prodotto escludendo l'estrazione delle materie prime, la produzione di materiali, la distribuzione, lo smaltimento e il fine vita. Solitamente questo approccio è utilizzato per analizzare prestazioni ambientali di unità di processo diverse che ottengono lo stesso prodotto partendo dalle stesse materie prime.

3.2.2. Analisi dell'inventario - *Life Cycle Inventory Analysis* (LCI)

Il *Life Cycle Inventory* (LCI) è quella "fase della valutazione del ciclo di vita che coinvolge la compilazione e la quantificazione degli input e degli output di un sistema di prodotto attraverso il suo intero ciclo di vita" (ISO 14040).

È una fase molto importante finalizzata alla costruzione di un inventario di flussi (*flow chart*), attraverso la quantificazione degli input e output, in termini di materia ed energia, del sistema definito nella fase di *Goal and Scope Definition* (Figura 14). Per gli input bisogna considerare tutte le

materie prime utilizzate, l'energia termica ed elettrica consumata, l'acqua, ecc. e per gli output tutte le emissioni in aria, acqua e suolo generate. Tutti i dati devono essere riferiti all'unità funzionale definita nella fase precedente.

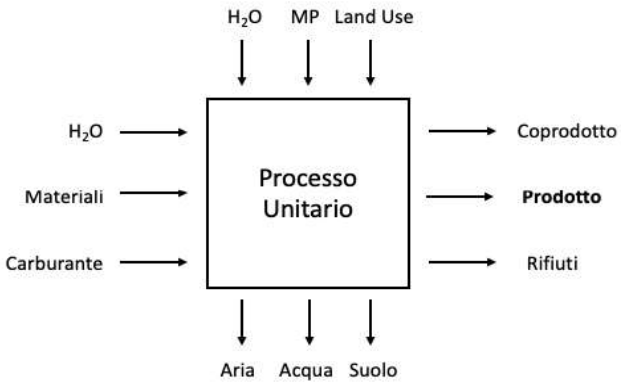


Figura 14 - Identificazione dei flussi (input e output) nella fase di LCI.

LCI è basato sulle seguenti leggi:

1. principio di conservazione della massa;
2. principio di conservazione dell'energia (primo principio della termodinamica);
3. aumento dell'entropia (secondo principio della termodinamica);
4. principio di stechiometria (base per tutte le reazioni chimiche);
5. $E=mc^2$ (equivalenza di massa (m) ed energia (E) secondo Einstein)

Questi principi (1-5) appartengono alle leggi scientificamente più certe e offrono pertanto un quadro solido per i processi analizzati nella fase di LCI (Klöpffer and Grahl, 2014c).

I tipi principali di dati che possono essere utilizzati sono:

1. dati primari provenienti da rilevamenti diretti;
2. dati secondari provenienti dalla letteratura scientifica o da banche dati (database LCA);
3. dati terziari provenienti da stime e valori medi.

La norma regolamentante ISO 14044 definisce una gerarchia di utilizzo dei dati che prevede per prima cosa l'utilizzo dei dati primari, in caso di assenza di questi ultimi l'utilizzo di quelli secondari e infine quelli terziari. Le principali fonti per il reperimento di dati oltre al campionamento o la raccolta diretta dei dati in sito, sono database LCA come ad esempio Ecoinvent, ELCD, manuali tecnici e bibliografia.

Durante questa analisi è possibile che si formino sottoprodotti e coprodotti e questi risultano essere un problema. Una soluzione a questo tipo di problema è una procedura che prende il nome di "allocazione". Essa è definita come la "ripartizione dei flussi in ingresso o in uscita di un processo unitario appartenente al sistema - prodotto studiato". Ossia attribuire il carico di energia, di materiali e di emissioni corrispondente ad un output del sistema produttivo in esame. Rappresenta dunque un punto fondamentale dell'analisi del ciclo di vita in quanto è praticamente impossibile analizzare un sistema nel suo complesso (l'allocazione permette di ridurre i confini del sistema).

Secondo la ISO 14044 esistono due tipologie di allocazione:

- allocazione sulla base delle relazioni fisiche (allocazione di massa, di energia e di altre proprietà fisiche intrinseche ai prodotti): allocazione effettuata in base alle differenze in peso dei prodotti e coprodotti, del contenuto energetico, del numero di utilizzi del prodotto, ecc.
- allocazione sulla base delle relazioni economiche: allocazione applicata in base al prezzo dei prodotti secondo cui i maggiori impatti sono associati al prodotto con il prezzo maggiore.

La ISO 14044 raccomanda inoltre di verificare, prima di effettuare l'allocazione, se è possibile attribuire i flussi di input e output, dividere le unità di processo in due o più sotto processi (con i flussi in input ed in output) o allargare i confini del sistema per includere i processi correlati ai coprodotti. Se questo non risulta essere possibile, allora è necessario effettuare l'allocazione. Infatti, tale procedura dovrebbe essere evitata quando possibile, dato che si potrebbero attribuire ai singoli prodotti risultati non adeguati.

3.2.3. Valutazione degli impatti - *Life Cycle Impact Assessment* (LCIA)

È la terza "fase della valutazione del ciclo di vita che ha l'obiettivo di comprendere e valutare la grandezza ed il significato dei potenziali impatti ambientali di un sistema o prodotto attraverso il suo ciclo di vita" (ISO 14044).

L'idea è quella di comprimere la lunga lista dei risultati del *Life Cycle Inventory Analysis* in una sostanzialmente più corta di categorie di impatto, caratterizzate da opportuni indicatori. Secondo la ISO, la categoria di impatto è una classe che rappresenta un problema ambientale.

Un impatto è sempre assegnabile a sua volta ad una determinata causa. La causa degli impatti ambientali di un prodotto nel suo ciclo di vita è associabile al loro consumo (*input*) e al loro rilascio (*output*).

Le fasi principali per la valutazione degli impatti ambientali associati alle sostanze identificate nell'inventario sono:

- classificazione degli impatti: corrisponde alla scelta delle categorie di impatto ambientale nelle quali raggruppare i potenziali impatti (emissioni, consumi di materie prime, energia e acqua), ossia i risultati dell'inventario sono assegnati alle varie categorie d'impatto;
- caratterizzazione degli impatti: quantificazione omogenea mediante formule standardizzate dell'impact score (punteggio d'impatto) di ogni categoria di impatto che permette di ottenere il profilo ambientale (con punteggi di impatto ambientale per ogni categoria) dello studio;
- normalizzazione: confronto tra gli impatti prodotti (valori ottenuti dalle due fasi precedenti) e quelli che si avrebbero in un sistema comune, ossia valori di riferimento (generalmente sono dati medi su scala mondiale, europea o regionale in riferimento a un determinato periodo di tempo);
- pesatura: ogni impact score viene pesato per ottenere un valore unico su cui basare la valutazione.

Secondo la norma ISO 14040 le uniche fasi obbligatorie sono quelle di "classificazione" e "caratterizzazione", mentre le successive fasi di normalizzazione e pesatura, oltre a non essere obbligatorie, non sono accettate universalmente dato che potrebbero essere sottoposte a valutazioni soggettive.

Sono disponibili diversi metodi per la valutazione dell'impatto ambientale, tra i più diffusi in Europa abbiamo ad esempio:

- Eco-indicator 99
- CML (*Center of Enviromental Science of Leiden University*)
- EDIP (*Environmental Design of Industrial Products*)
- EPS 2000 (*Enviromental Priority Strategies*)
- IMPACT 2002+

Un altro dei metodi più utilizzati per la valutazione dell'impatto (LCIA) in una LCA è il metodo ReCiPe, il quale ha l'obiettivo di trasformare la lista dei risultati della fase di LCI in un numero limitato di indicatori, che consentono di esprimere la gravità relativa di una categoria di impatto ambientale.

ReCiPe utilizza indicatori a due livelli:

- 18 *midpoint indicators*
- 3 *endpoint indicators*

I *midpoint indicators* si concentrano su singoli problemi ambientali, come ad esempio il cambiamento climatico o l'acidificazione, al contrario gli *endpoint indicators* mostrano l'impatto ambientale su tre livelli di aggregazione più elevati: l'effetto sulla salute umana, la biodiversità e la scarsità di risorse. I *midpoint* possono essere convertiti negli *endpoint* in modo da semplificare l'interpretazione dei risultati LCIA. Successivamente è possibile aggregare gli *endpoint* in un singolo valore (Pt), che esprime il punteggio di ogni impatto, determinando una semplificazione dei risultati della fase di LCIA ma anche un aumento dell'incertezza associata. Il metodo ReCiPe è quindi definito un *endpoint method*. La Figura 15 fornisce una panoramica della struttura di ReCiPe (relazione tra i parametri LCI (a sinistra), l'indicatore del punto medio (al centro) e l'indicatore del punto finale (a destra) in ReCiPe 2016) (Huijbregts et al., 2017).

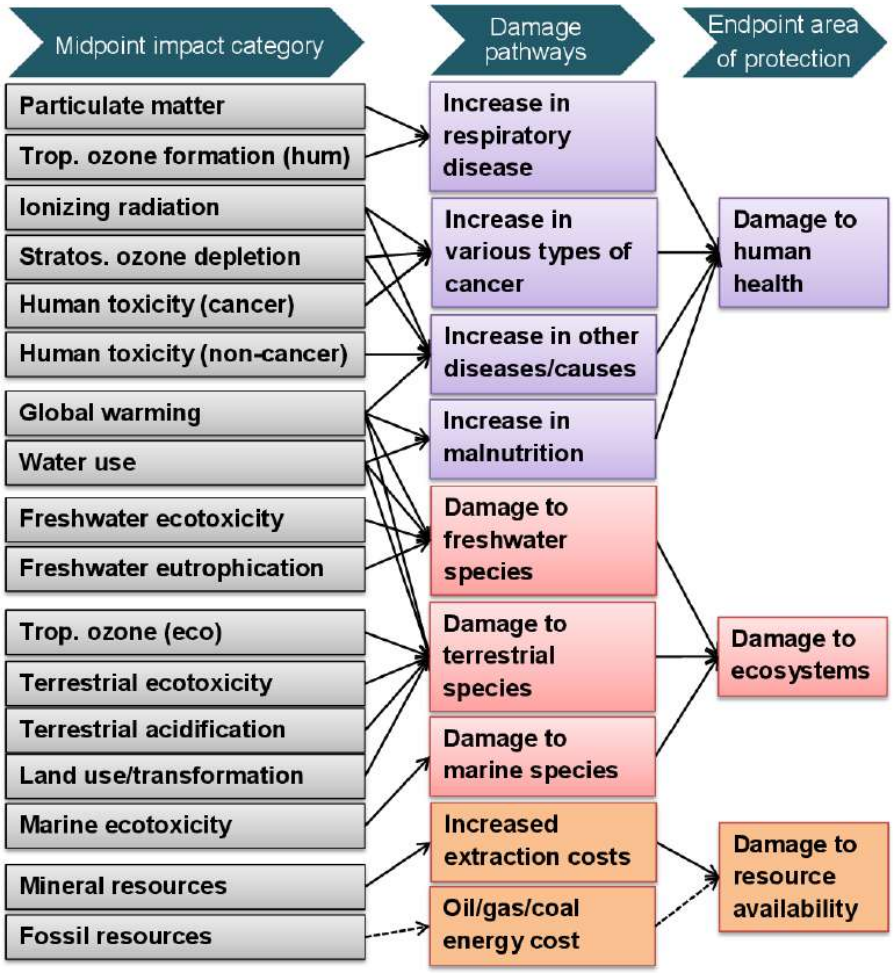


Figura 15 - Relazione tra gli indicatori midpoint ed endpoint nel metodo ReCiPe (Huijbregts et al., 2017).

3.2.4. Analisi dei risultati e valutazione dei miglioramenti - *Life Cycle Interpretation*

La *Life Cycle Interpretation* "è la fase dell'LCA in cui i risultati dell'analisi di inventario e di valutazione di impatto sono considerate assieme o, nel caso di uno studio di LCI, solo i risultati dell'analisi di inventario. La fase di interpretazione deve fornire risultati che siano coerenti rispetto agli obiettivi e al campo di applicazione definito, quali conclusioni sono state raggiunte, esporre le limitazioni e fornire raccomandazioni" (ISO 14040).

È una fase sistematica di identificazione, quantificazione, controllo e valutazione dei risultati ottenuti nelle fasi precedenti, può generare un processo iterativo di revisione quando non risultano soddisfatti i requisiti definiti nella prima fase dell'LCA.

Secondo la norma ISO 14044, le fasi per l'interpretazione, come mostrato in Figura 16, sono:

1. identificazione dei contributi più significativi in base ai risultati di LCI e LCIA.
2. valutazione della metodologia e dei risultati considerando:
    - completezza di tutte le informazioni rilevanti in particolare dei parametri significativi;

- sensitività per stimare l'affidabilità dei dati, della scelta delle regole di allocazione, della scelta delle categorie di impatto e per valutare l'influenza dei parametri alterati sul risultato;
- consistenza per verificare se le assunzioni, i metodi e i dati sono in linea con gli obiettivi e il campo di applicazione previsto.

3. conclusioni, limitazioni e raccomandazioni.

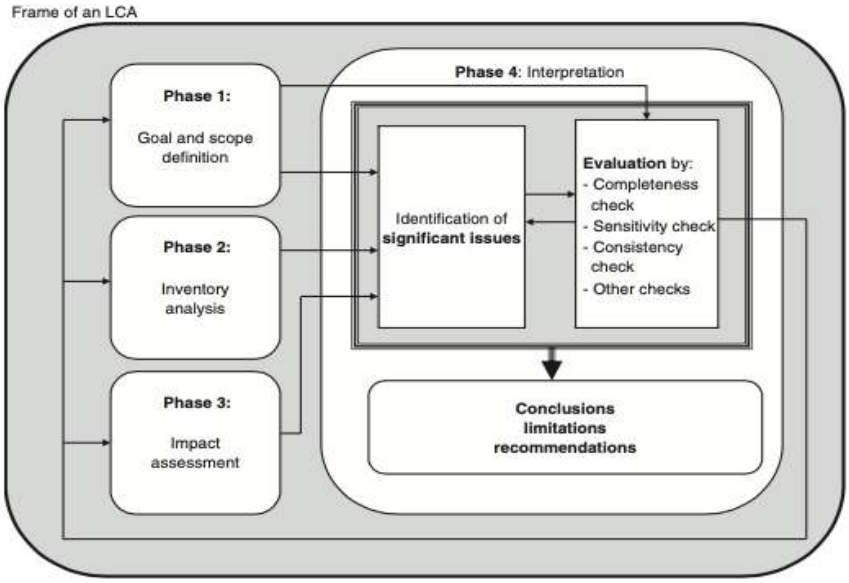


Figura 16 - Step interpretazione LCA secondo la norma ISO 14044.

Alcuni fattori tecnici necessari per questa fase di interpretazione sono l'analisi di contributo, l'analisi di sensibilità e l'analisi di incertezza. Ci possono essere diversi tipi di incertezza durante un'analisi LCA come ad esempio la variabilità e gli errori stocastici, le approssimazioni spaziali e temporali, la mancanza di informazioni importanti durante la fase di LCI e modelli incerti (Klöpffer and Grahl, 2014d).

3.3. Presentazione dei *software* per l'analisi di *Life Cycle Assessment*

Per sviluppare una Valutazione del Ciclo di Vita è necessario utilizzare un software specifico, il quale ha il compito di registrare ed elaborare i dati, partendo dall'attribuzione dei flussi di materia e di energia in uscita dal sistema alle diverse categorie di impatto, fino all'utilizzo dei modelli di caratterizzazione per la valutazione degli impatti sull'ambiente.

La scelta del software più adeguato a sviluppare quest'analisi deve tener conto dell'obiettivo dello studio, così come alle prestazioni del programma, alla sua capacità di adattamento, agli ambiti di applicazione e all'affidabilità dei risultati. Tipicamente un software deve lavorare in maniera facile

e veloce, senza commettere errori. Solitamente viene scelta una struttura gerarchica, la quale consenta di dividere il sistema oggetto di studio in diversi sottosistemi e che offra un quadro chiaro e trasparente del processo e dei risultati ottenuti, al fine di garantire la possibilità di individuare eventuali errori o criticità.

Nell'ambito europeo si possono individuare diversi software, quali:

- SimaPro (Olanda);
- Gabi e Umberto (Germania);
- OpenLCA.

Contemporaneamente ai software, sono state realizzate diverse banche dati europee e internazionali contenenti informazioni utilizzabili direttamente per la fase di inventario, alcune integrate proprio ad un software specifico, come nel caso di Ecoinvent il quale è integrato a SimaPro, ma comunque compatibile con buona parte delle applicazioni in commercio. Altre banche dati invece sono totalmente autonome, come ad esempio BUWAL e ETH (svizzere). Nel luglio del 2006, da un'iniziativa della Commissione Europea, è stata prodotta, in linea ELCD, una banca dati pubblica che viene già utilizzata nelle versioni più recenti di strumenti software come ad esempio GaBi. Per la modellizzazione e l'analisi degli scenari considerati in questo lavoro di tesi è stato utilizzato il software SimaPro nella versione 9.1.0.7.

3.4. Il *software* SimaPro

Introdotto nel mercato nel 1990, SimaPro (*System for Integrated Environmental Assessment of Products*), prodotto dalla società olandese PRé (*Product Ecology Consultant*) per conto del ministero dell'ambiente, è uno strumento professionale ed uno dei *software* per analisi LCA più diffusi a livello mondiale. È infatti utilizzato in aziende, società di consulenza, università ed istituti di ricerca in più di 80 Paesi. Viene utilizzato per la raccolta, il monitoraggio e l'analisi di prestazioni ambientali di prodotti e servizi, al fine di esaminare cicli di vita complessi, secondo le norme ISO 14040-14044.

Le sue caratteristiche principali sono:

- flessibilità: permette l'inserimento di nuovi processi, materiali e metodi di analisi degli impatti ambientali; permette di modificare o completare processi già esistenti ed adattarli al caso studio specifico, con inoltre la possibilità di ampliare i confini del sistema se necessario;

- interfaccia intuitiva con l'utente;
- facile e veloce nella modellazione con una sezione di assistenza all'uso;
- ricostruzione del ciclo di vita di un prodotto, articolato secondo una struttura ad albero;
- disponibilità di numerose banche dati per l'inserimento di dati in input ed in output;
- possibilità di modellare determinati parametri, ovvero attuare analisi di sensibilità, di incertezza, identificare relazioni non lineari, considerare scenari alternativi per i prodotti studiati al fine di avere diversi scenari di studio;
- possibilità di effettuare l'analisi di incertezza mediante il metodo di simulazione di Monte Carlo;
- possibilità di personalizzare i risultati filtrandoli, scegliendo come raggrupparli ed esporli;
- possibilità di importare ed esportare dati, grafici e tabelle
- possibilità di calcolare direttamente la valutazione degli impatti in ogni singola fase del modello;
- scelta tra diversi metodi di valutazione degli impatti;
- analisi interattiva dei risultati,
- analisi delle criticità ambientali:
- analisi del trattamento dei rifiuti e degli scenari di riciclaggio;

Come accennato precedentemente, il *software* SimaPro dispone di numerose banche dati e dunque offre la possibilità di scegliere tra diverse librerie in esso contenute, al fine di utilizzare la base dati o il processo più adeguato al sistema oggetto di studio. Le librerie, presenti nella versione 9.1.0.7 di SimaPro, utilizzate in questo lavoro di tesi, sono:

1. Ecoinvent 3.5 – allocation, default – system;
2. Ecoinvent 3.5 – allocation, default – unit;
3. ELCD
4. Methods

3.4.1. Struttura del modello di calcolo

Il software di calcolo SimaPro è strutturato in tre parti principali:

- project data: tutti i dati inseriti dall'utente vengono organizzati in progetti. Ogni progetto è formato da quattro sezioni che seguono la struttura dell'LCA:

1. scopo e ambito: vengono definiti gli obiettivi, le librerie utilizzate e gli indicatori di consistenza dei dati;
2. inventario: viene ricreato il ciclo di vita del componente con i relativi dati di input e output;
3. valutazione degli impatti: viene scelto il metodo di valutazione degli impatti e vengono creato i report;
4. modellazione (Wizard).

- library data: tutti i dati già presenti nel software, i quali possono essere corretti o integrati in modo flessibile al fine di creare nuovi processi o materiali, o di modificare quelli già esistenti, in funzione del processo considerato. Ogni libreria ha un suo specifico campo di applicazione e quest'ultimo viene descritto in modo dettagliato nella sezione "scopo e ambito", così da di permettere all'utilizzatore di escludere le librerie non attinenti al proprio caso di studio.
- general data: sono presenti in questa sezione tutti i dati utili come supporto sia per le librerie che per i progetti, ad esempio le unità di misura e una lista completa delle sostanze contenute nel database.

3.4.2. Costruzione del ciclo di vita di un prodotto

Al fine della costruzione del ciclo di vita di un prodotto, il *software* SimaPro utilizza due tipologie di blocchi costruttivi ovvero i *processes* e i *product stages*.

I *processes* possono essere di due tipologie:

- "unit": visualizza un'operazione unitaria del ciclo produttivo;
- "system": visualizza sia l'operazione unitaria sia tutte le operazioni a monte.

Quando si desidera avere una maggiore trasparenza è consigliato l'utilizzo dell'*unit process* in quanto ogni sotto-processo e mantenuto separato, mentre il *system process* è consigliato quando si desidera una maggiore immediatezza visiva, in quanto tutti i sotto-processi sono aggregati in un unico processo.

Ogni *process* viene definito in una finestra in cui sono presenti tre sezioni principali:

- documentazione: si specificano il nome e il tipo di processo (*system* o *unit*), gli indicatori di qualità dei dati, l'autore e i commenti generali;

- input e output: si specificano i dati ambientali (uso di materie prime, emissioni in acqua, aria e suolo, rifiuti solidi, ecc.) e dati economici (input da altri processi, output e processi evitati);
- descrizione del sistema: si descrive l'intero sistema.

Solitamente nella costruzione di un ciclo produttivo si va a definire prima il processo più a monte e poi successivamente i processi più a valle. Il collegamento tra i vari processi viene realizzato specificando come input di un determinato processo l'output del processo che lo procede. Si costruisce così un network tra i processi che segue la catena di produzione del prodotto studiato. Se invece il processo da definire è già definito in una libreria inclusa nello studio, è sufficiente creare un collegamento a tale processo, senza definirne uno nuovo.

Al contrario, i *product stages* permettono la rappresentazione corretta del prodotto, la sua composizione, le fasi d'uso e di dismissione. Esistono cinque tipologie di *product stages*:

1. Assembly: si definisce il prodotto, ossia tutti i materiali, i processi produttivi, di trasporto o energetici necessari per realizzarlo. Nel caso di prodotti molto complessi si può scomporre l'unità funzionale in più "*subassemblies*";
2. Life Cycle: è il blocco costruttivo centrale di ogni progetto in SimaPro. Esso può essere collegato all'*assembly* per rappresentare il prodotto di cui si intende studiare il ciclo di vita; ad un certo numero di processi relativi all'uso del prodotto (come il consumo di energia); ad uno scenario di fine vita; ed infine anche a *life cycle* addizionali qualora il sistema oggetto di studio sia molto complesso o siano stati definiti precedentemente confini del sistema molto ampi (l'utilizzo di questi *life cycles* addizionali permette di studiare, ad esempio, il ciclo di vita di un prodotto che utilizza altri prodotti come batterie, filtri, o imballaggi).
3. Disposal scenario: si descrive il fine vita di un prodotto; questo contiene una lista di processi che rappresentano il carico ambientale dello scenario di fine vita;
4. Disassemblies: si descrive il disassemblaggio dei componenti;
5. Reuses: si descrive il modo in cui si può riutilizzare un prodotto ed il carico ambientale associato a ogni operazione di riuso.

3.4.3. Presentazione dei risultati

Una potenzialità del *software* SimaPro è il fatto che consente un'elevata elaborazione dei dati e una rappresentazione dei risultati in forma grafica, al fine di permettere una più semplice interpretazione. Le possibili forme di visualizzazione dei risultati possono essere rappresentate da:

- rete (o network): rappresenta il modello del ciclo di vita analizzato (esempio in Figura 17). Questa rappresentazione consente di verificare la correttezza dei confini del sistema considerato e l'esattezza del modello. Inoltre, permette di visualizzare l'impatto ambientale di ogni categoria attraverso lo spessore delle linee.

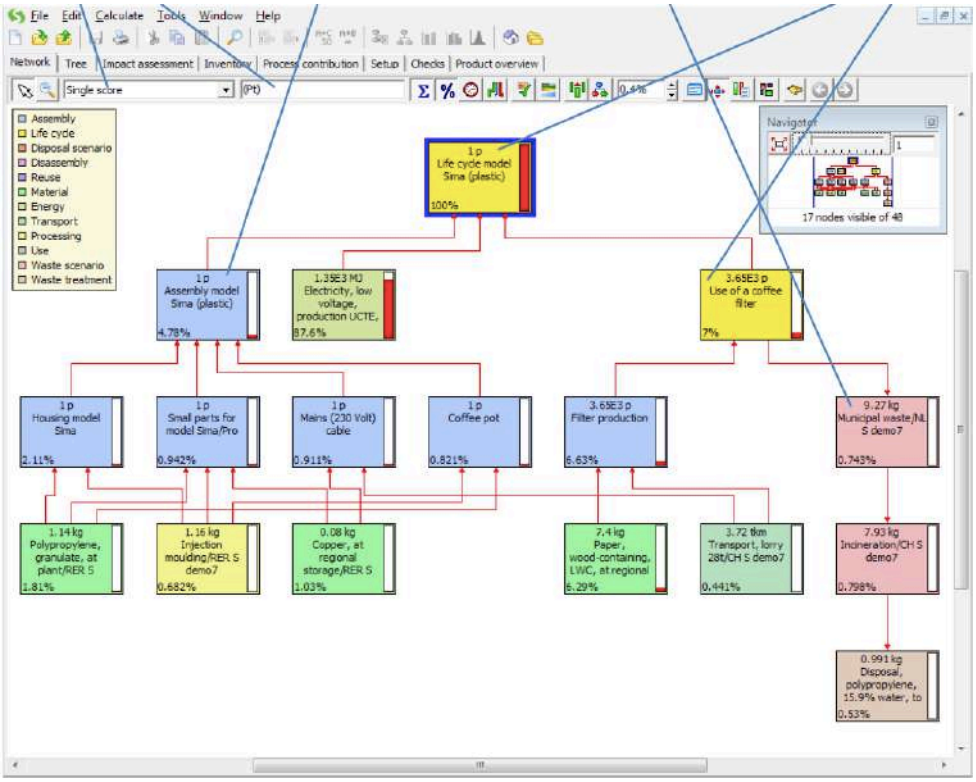
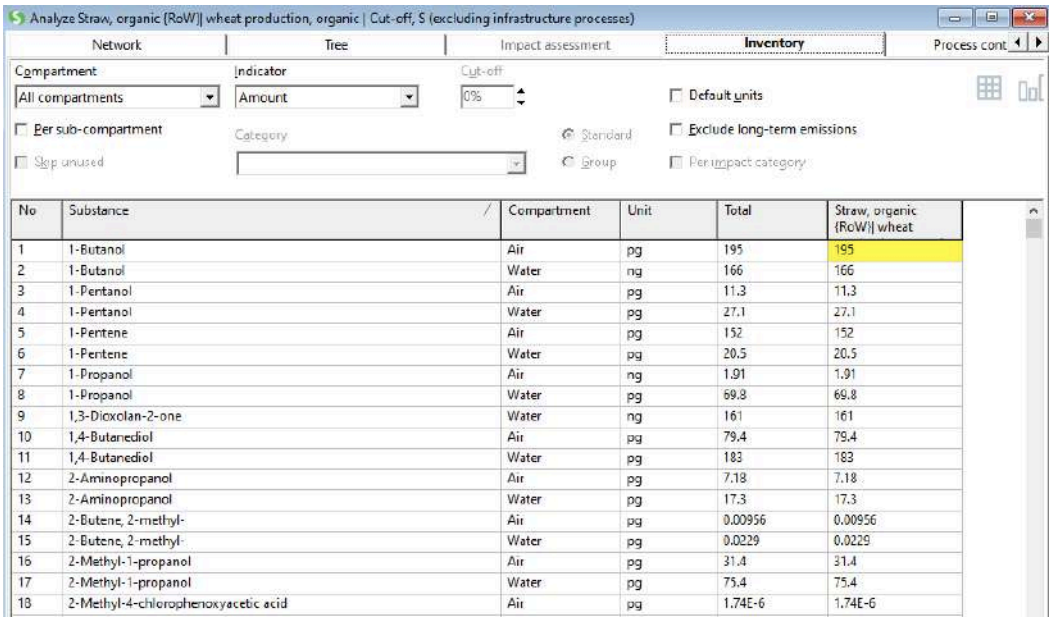


Figura 17 - Esempio rappresentazione a rete del modello del ciclo di vita di un prodotto (https://www.pre-sustainability.com/simapro-tutorial).

- tabella: contiene tutte le sostanze (materie prime ed emissioni) coinvolte nel ciclo di vita del prodotto (esempio in Figura 18).



No	Substance	Compartment	Unit	Total	Straw, organic {RoW}| wheat
1	1-Butanol	Air	pg	195	195
2	1-Butanol	Water	ng	166	166
3	1-Pentanol	Air	pg	11.3	11.3
4	1-Pentanol	Water	pg	27.1	27.1
5	1-Pentene	Air	pg	152	152
6	1-Pentene	Water	pg	20.5	20.5
7	1-Propanol	Air	ng	1.91	1.91
8	1-Propanol	Water	pg	69.8	69.8
9	1,3-Dioxolan-2-one	Water	ng	161	161
10	1,4-Butanediol	Air	pg	79.4	79.4
11	1,4-Butanediol	Water	pg	183	183
12	2-Aminopropanol	Air	pg	7.18	7.18
13	2-Aminopropanol	Water	pg	17.3	17.3
14	2-Butene, 2-methyl-	Air	pg	0.00956	0.00956
15	2-Butene, 2-methyl-	Water	pg	0.0229	0.0229
16	2-Methyl-1-propanol	Air	pg	31.4	31.4
17	2-Methyl-1-propanol	Water	pg	75.4	75.4
18	2-Methyl-4-chlorophenoxyacetic acid	Air	pg	1.74E-6	1.74E-6

Figura 18 - Esempio di tabella che riporta un elenco delle sostanze coinvolte nel ciclo di vita di un prodotto.

- grafico dipendente dal metodo di valutazione degli impatti scelto: contiene i dati relativi alle operazioni di caratterizzazione, normalizzazione e ponderazione, rendendo semplice ed immediata l'interpretazione. Tali grafici sono dipendenti dal metodo di valutazione degli impatti scelto; tuttavia, è possibile passare da un metodo ad un altro con un semplice comando in modo da poter eseguire un'analisi di sensibilità sui metodi (esempio in Figura 19).

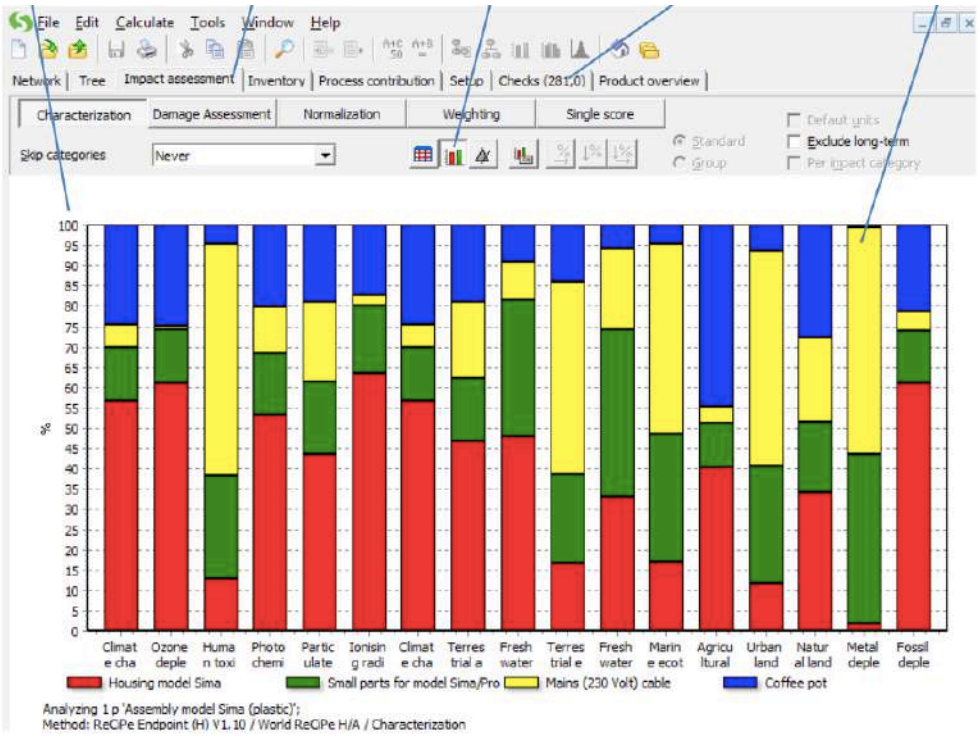


Figura 19 - Risultati della fase di inventario e di valutazione d'impatto (https://www.pre-sustainability.com/simapro-tutorial).

- <u>istogramma:</u> rappresenta tutti i processi coinvolti nel ciclo di vita, organizzati in funzione del contributo che ognuno da all'impatto ambientale totale del prodotto (esempio in Figura 20).

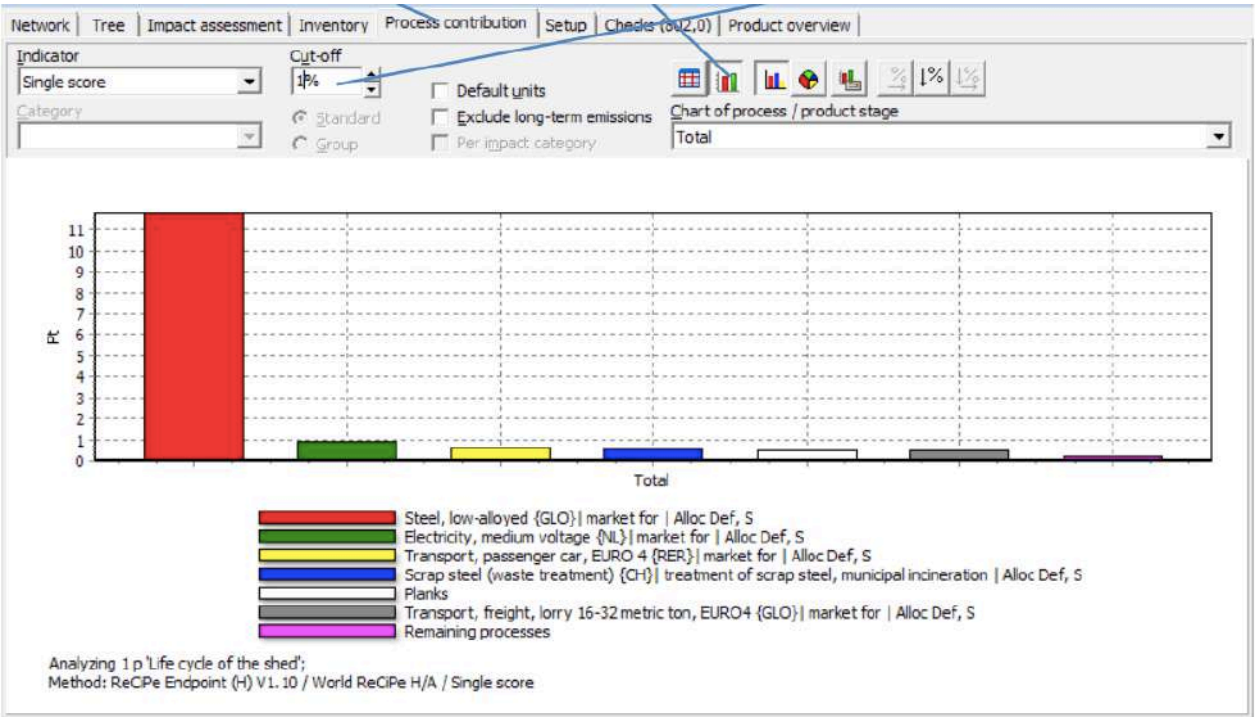


Figura 20 - Contributo di ogni processo all'impatto totale (https://www.pre-sustainability.com/simapro-tutorial).

CAPITOLO 4

APPLICAZIONE AL CASO DI STUDIO DELLA CERTOSA – VENEZIA

4.1. Il Sito: l'Isola della Certosa a Venezia

L'isola della Certosa (Figura 21) è una delle più grandi delle cosiddette "isole minori" della Laguna di Venezia, è situata a nord-est a meno di 250 metri da San Pietro di Castello e poco più di 500 metri dal Lido di Venezia (Barbanti et al., 2016; Nochevnik, 2015).

Figura 21 - Foto aerea dell'isola della Certosa.

Nel corso della storia l'identità di quest'isola è cambiata molto. A partire dal XIII secolo è stata sede di un monastero nel quale hanno vissuto Agostiniani e Certosini sviluppando insediamenti religiosi e agricoli. Negli ultimi due secoli è stata convertita ad usi militari e durante l'occupazione napoleonica fu trasformata in base militare con la "Pirotecnica della Certosa" una fabbrica di munizioni con annesso poligono, costruita ad inizio del '900. Il declino dell'attività industriale-militare, avvenuto nel 1962, segnò successivamente il completo abbandono dell'isola, il cui uso urbano fu confinato ad una discarica non ufficiale confinata nella parte orientale della stessa.

Quest'abbandono ha permesso alla natura di riprendere il controllo dell'isola, trasformandola rapidamente in un ecosistema denso e prezioso con un notevole patrimonio ambientale, soprattutto per quanto riguarda la vegetazione. Si caratterizza per la presenza di boschetti di pioppi bianchi, neri e frassini, alternati a specie arboree ed arbustive come robinia, gelso e bagolaro.

A partire dal 1982 il destino dell'isola è cambiato, in quanto si desidera trasformarla in un parco urbano in linea con gli standard urbanistici del centro storico veneziano, tuttavia solo verso la fine degli anni '90 al Comune di Venezia è stata assegnata la concessione per realizzare il programma di riqualificazione dell'isola. Il piano di recupero è stato avviato nel 1996 e consiste in una riqualificazione ambientale e socio-economica di tutta l'area, attraverso la realizzazione del sopracitato parco urbano e l'insediamento di attività economiche complementari e sinergiche.

Le attività militari sopracitate svolte in passato in quest'isola, così come in altre isole minori, hanno lasciato in eredità un diffuso inquinamento dei terreni superficiali, con concentrazioni medio-basse di Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA), in particolare nelle aree occidentali e centrali dell'isola. Come mostra la Figura 22, l'area principale di intervento corrisponde a 1,2 ettari nei quali è stata individuata a sua volta un'area per le prove pilota. Quest'area (Figura 23) è stata scelta in relazione alle indagini condotte nel 2011 e nel 2017 poiché presenta contaminazioni maggiori rispetto agli altri sondaggi eseguiti.

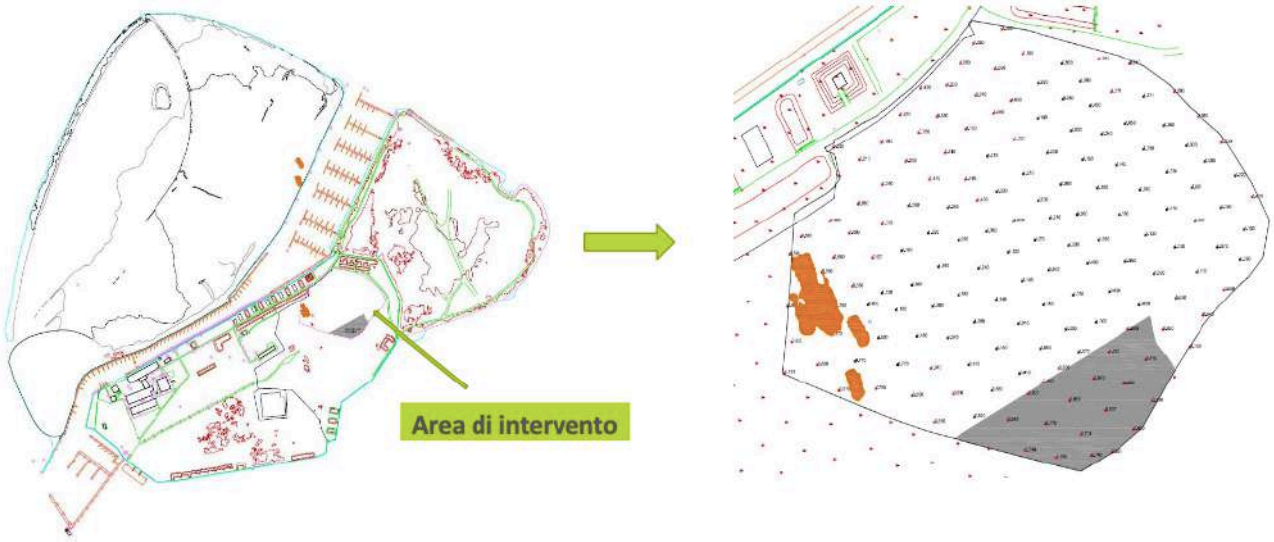


Figura 22 - Area di intervento nell'isola.

Figura 23 - Identificazione lotto per prove pilota.

L'area destinata alle prove pilota ha una superficie totale di circa 300 m^2. All'interno di questa superficie sono state predisposte 7 sub-aree con una superficie di circa 9 m^2 ognuna (3m x 3m), come riportato nella sottostante Figura 24. Nel posizionamento delle parcelle è stata mantenuta una distanza minima fra le stesse in modo da evitare eventuali interferenze ed interazioni. Nelle vicinanze del campo prova è stata allestita un'area di bianco per la verifica delle attività di bonifica.

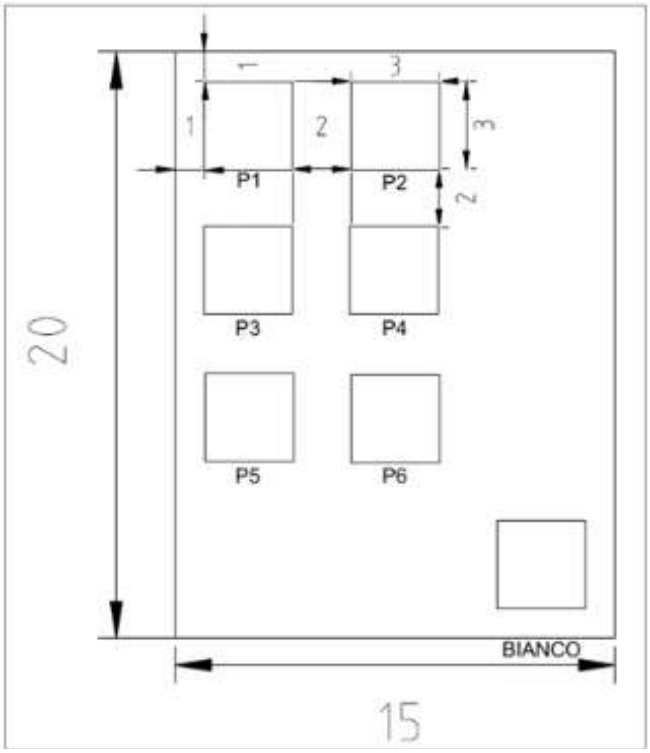


Figura 24 - Divisione in 7 parcelle nell'area di sperimentazione utilizzata nello studio pilota.

Per la determinazione della contaminazione, è stato eseguito il campionamento di terreno da 0,0 a 0,5 m in tutte le 7 parcelle (P) e le analisi sono state riportate nella tabella successiva (Tabella 2). Dagli esiti delle analisi risulta evidente la presenza di IPA, in particolare i parametri benzo(a)pirene, benzo(g,h,i)perilene e indeno(1,2,3-cd)pirene risultano superiori alle CSC (vedi riquadri grigi).

Tabella 2 - Risultati dell'analisi delle parcelle dell'area di studio. I riquadri in grigio evidenziano il superamento delle CSC.

Parametro	U.M.	CSC	Bianco	P1	P2	P3	P4	P5	P6
Data prelievo			16/09/19	16/09/19	16/09/19	16/09/19	16/09/19	16/09/19	16/09/19
Residuo a 105°C	%		83	83	82	81	84	83	83
Fraz. granul. 2 cm - 2 mm	%		100	99	100	98	100	100	99
pH	pH		8,9	8,9	8,9	8,9	9,2	8,9	9,1
Azoto totale kjeldahl	mg/Kg		1300	1200	1500	1400	550	950	550
Salinità	meq/100g		3	4,8	2,9	6,3	1,4	4,3	2,5
FOC	% P		0,83	1,3	1,4	1,6	0,55	1,3	0,69
Calcio	mg/Kg		170000	180000	170000	160000	170000	170000	170000
Manganese	mg/Kg		370	360	370	390	380	360	390
Potassio	mg/Kg		2200	2000	2400	2700	2400	2400	3000
Fosforo totale	mg/Kg		300	310	350	330	310	300	340
Sommatoria IPA	mg/Kg	10	4,3	3,7	4,4	2,2	3,3	8,1	2,8
Benzo[a]antracene	mg/Kg	0,5	0,85	0,76	0,96	0,46	0,69	2,8	0,58
Benzo[a]pirene	mg/Kg	0,1	0,97	0,83	0,96	0,5	0,74	1,5	0,65
Benzo[b]fluorantene	mg/Kg	0,5	0,57	0,47	0,56	0,29	0,43	0,88	0,37
Benzo[g,h,i]perilene	mg/Kg	0,1	0,51	0,42	0,45	0,25	0,37	0,67	0,34
Benzo[k]fluorantene	mg/Kg	0,5	0,35	0,29	0,35	0,17	0,26	0,54	0,22
Crisene	mg/Kg	5	0,76	0,7	0,82	0,41	0,61	1,3	0,49
Dibenzo[a,e]pirene	mg/Kg	0,1	0,12	0,079	0,087	0,05	0,072	0,13	0,063
Dibenzo[a,h]antracene	mg/Kg	0,1	0,15	0,13	0,15	0,075	0,11	0,23	0,095
Dibenzo[a,h]pirene	mg/Kg	0,1	0,021	0,015	0,018	0,0091	0,014	0,028	0,012
Dibenzo[a,i]pirene	mg/Kg	0,1	0,092	0,034	0,037	0,024	0,029	0,056	0,028
Dibenzo[a,l]pirene	mg/Kg	0,1	0,082	0,1	0,11	0,075	0,095	0,16	0,093
Indeno[1,2,3-cd]pirene	mg/Kg	0,1	0,48	0,41	0,45	0,24	0,36	0,67	0,32
Pirene	mg/Kg	5	1,3	1,2	3,3	0,73	1,1	7,3	0,97

Si può dunque affermare, grazie anche alle analisi condotte, che la realizzazione del Parco Urbano è subordinata in buona parte della superficie dell'isola alla realizzazione di un intervento di bonifica dei suoli.

Il presente studio fornisce un confronto, in termini di impatti ambientali, tra un'alternativa innovativa ed applicabile in situ ossia il biorisanamento (MFR), e la classica alternativa dello scavo e smaltimento in discarica (*Dig&Dump)*. Lo scopo è quello di mettere in luce l'alternativa di bonifica più sostenibile, ossia quella con impatti ambientali minori al fine poi di adottarla.

4.1.1. Le alternative di bonifica per il sito in esame

Solitamente, una contaminazione del suolo da parte di IPA (Idrocarburi Policiclici Aromatici) viene trattata mediante lo scavo ed il successivo smaltimento *off-site* in discarica (Lesage et al., 2007; Page et al., 1999). Lo studio che viene riportato in questo lavoro di tesi è un confronto tra questa tecnica tradizionale di bonifica dei suoli ed una tecnica "innovativa" e ad oggi ancora poco messa in pratica, ossia il biorisanamento eseguito mediante l'utilizzo di compost esausto di funghi, soluzione concentrata di microfunghi autoctoni e piante per fitorisanamento (MFR – MicoFitoRisanamento). Rispettivamente, nei sottocapitoli 1.3 ed 1.4 sono state descritte, in maniera generica, entrambe queste tecnologie, mentre di seguito verranno descritte le due tecniche per il caso specifico dell'isola della Certosa a Venezia.

Per quanto riguarda la tecnologia MFR, in campo prova sono stati effettuati diversi interventi con svariate tecniche di biorisanamento, come ad esempio il micorisanamento. Da questi interventi, i risultati migliori, in termini di riduzione del livello di IPA tra inizio e fine trattamento, sono stati riscontrati nelle parcelle dove erano stati utilizzati substrati esausti di funghi alloctoni, una miscela di microfunghi autoctoni creata in laboratorio e successiva piantumazione di *Festuca arundinacea* e *Medicago sativa* per fitorisanamento. Dunque, per il caso specifico dell'isola della Certosa, si procederà utilizzando questi elementi.

Il substrato esausto di funghi, anche chiamato compost esausto è un sottoprodotto, abbondantemente generato dall'industria dei funghi. L'industria dei funghi è la più grande industria di fermentazione a stato solido al mondo, con 5 kg di compost generati dalla produzione di 1 kg di funghi (Lau et al., 2003). I suoi usi sono stati generalmente limitati al condizionamento del suolo e alla fertilizzazione, mentre la maggior parte del prodotto è interrato (Chiu et al., 1998). Inoltre, il suo ingombro rende costoso il trasporto alle strutture di smaltimento e costi aggiuntivi di smaltimento possono essere creati da oneri di smaltimento o tasse di discarica (Chiu et al., 2000). In questo modo, la sovrabbondanza di questi compost esausti ha portato a nuovi utilizzi e allo sviluppo di pratiche di gestione sostenibile di primaria importanza nell'industria dei funghi (Ntougias et al., 2004).

Il substrato di funghi esausto contiene alti livelli di nutrienti ed enzimi residui, che possono essere utili per stimolare la degradazione microbica di organo-inquinanti come gli idrocarburi (Chiu et al., 1998; Lau et al., 2003). Contiene anche un consorzio di miceli fungini e biomasse lignocellulosiche che possono fungere da assorbenti per vari metalli e organo-inquinanti (Chiu et al., 2000).

Ad esempio Harmsen e colleghi (Harmsen et al., 1999) hanno studiato l'uso di questi compost esausti per promuovere la degradazione della contaminazione di carburanti. In questo caso, il terreno, che era stato contaminato con olio minerale e IPA, è stato combinato con il compost derivato dalla produzione di due tipi di funghi. L'aggiunta di quest'ultimo ha contribuito a degradare gli IPA totali dal 20,6 al 41,7% e l'olio minerale dall'1,8 al 4,0%.

Figura 25 - Compost esausto del fungo Pleurotus ostreatus.

Generalmente, come possiamo vedere in Figura 25, la materia prima del substrato esausto di funghi è costituita dalla paglia di cereali, preferibilmente di grano duro, ma anche di altri cereali fra cui i più utilizzati sono gli stocchi ed i tutoli di mais, il tutto rivestito da un film di plastica. Il composto seminato viene pressato in balle a forma di parallelepipedo del peso di 20-25 kg e provviste di un numero variabile di fori da 10 a 20, generalmente distribuiti sui cinque lati, dai quali spunteranno successivamente i funghi. Dopo tre o quattro settimane di coltivazione dei funghi, il substrato risultante è considerato esaurito (Ntougias et al., 2004; Maffi, 2007).

L'MFR per la porzione di suolo dell'isola della Certosa, si articolerà nelle seguenti fasi:

- la <u>fase iniziale</u> consiste nella cantierizzazione, ossia la preparazione dell'area mediante aratura, scarificatura e tranciatura del terreno (Figura 26), fase comune tra molte tecnologie di bonifica. Successivamente saranno descritte le fasi principali che portano alla decontaminazione dell'area

Figura 26 - Aratura del terreno.

- <u>fase 1:</u> distribuzione, tranciatura ed interro del compost esausto del fungo *Pleurotus ostreatus* nel terreno (Figura 27)

Figura 27 - Distribuzione, tranciatura ed interro compost esausto.

- <u>fase 2:</u> inoculo di una soluzione diluita di microfunghi autoctoni dell'isola, precedentemente isolati e moltiplicati in laboratorio. Le specie di microfunghi autoctoni dell'isola utilizzati sono: *Aspergillus, Trichoderma, Fusarium, Mucor*. La scelta di questi generi di funghi è supportata dalla letteratura, in quanto sono conosciuti per degradare contaminanti presenti nel suolo (Al-Dhabaan, 2021; Mishra and Srivastava, 2020; Venice et al., 2020) (Figura 28)

Figura 28 - Diluizione ed inoculo della soluzione di microfunghi autoctoni.

- fase 3: piantumazione per fitorisanamento di *Festuca arundinacea e Medicago sativa.* Queste sono due specie (graminacea e leguminosa) per le quali è ampiamente dimostrata l'efficienza in trattamenti di fitorisanamento su terreni contaminati da IPA (Steliga and Kluk, 2020; Sun et al., 2011).

Contemporaneamente a queste fasi, avverrà la fase di monitoraggio effettuata da operatori specializzati con il supporto di strumentazione quali una centralina meteo e igrometri che misureranno costantemente l'umidità del suolo. Tale sistema di controllo è, a sua volta, collegato ad un impianto di irrigazione automatico che, quando l'umidità del suolo risulterà essere troppo bassa, attiverà una pompa con portata di circa 5l d'acqua al secondo.

Al contrario, come opzione alternativa verrà considerato lo scavo, con il trasporto in discarica del terreno, ed il successivo riempimento con materiale incontaminato. Dato che l'area da trattare corrisponde a 1,2 ha e la profondità dello scavo dovrà essere di 0,5m, il volume del terreno da scavare e trattare sarà di 6000 m^3. Lo scavo del terreno dovrebbe essere realizzato con uno escavatore ed una pala caricatrice compatta, la quale disporrà il terreno sui mezzi che lo trasporteranno in discarica. Il terreno scavato dovrà essere trasportato alla discarica più vicina mediante, per prima cosa, una barca per il tragitto in laguna e successivamente mediante mezzo gommato. La discarica più vicina (Fusina) per questo tipo di terreno contaminato è una discarica per rifiuti non pericolosi.

4.2. *Life Cycle Assessment* (LCA) comparativa delle due alternative di bonifica

Nel presente capitolo si tratta l'elaborazione delle fasi LCA per il confronto tra i due casi di bonifica illustrati nel sottocapitolo precedente ed i rispettivi risultati ottenuti. La valutazione degli impatti è stata effettuata mediante il *software* SimaPro versione 9 (presentato nel sottocapitolo 3.4).

4.2.1. Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione – *Goal and Scope Definition*

L'obiettivo di questa analisi LCA è la valutazione, *ante operam*, dei potenziali impatti ambientali di una tecnica di bonifica quale il biorisanamento, attraverso il confronto con l'alternativa classica dello scavo e smaltimento in discarica (Dig&Dump), che porterebbero entrambe alla decontaminazione dell'area oggetto di studio (una porzione di suolo dell'isola della Certosa a Venezia). Il fine consiste nell'identificazione dell'alternativa tecnologica con minori impatti ambientali, ma allo stesso tempo sostenibile sia sul piano economico che sociale.

L'unità funzionale (UF) utilizzata per comparare le due tecnologie corrisponde all'intero sito di bonifica, ossia 1,2ha contaminati dell'isola della Certosa. La scelta di questa unità funzionale è supportata da una revisione di articoli scientifici, i quali hanno rivelato che l'UF maggiormente utilizzata, nello studio delle tecnologie di risanamento, corrisponde all'intero sito di bonifica (Amponsah et al., 2017; Harbottle et al., 2008; Suer and Andersson-Sköld, 2011b; Toffoletto et al., 2005).

Quest'analisi LCA è stata condotta mediante un approccio "dalla culla alla tomba" ("*from cradle to grave*"), ciò significa che si andranno a quantificazione tutti i processi impiegati per la bonifica del sito a partire dall'acquisizione delle materie prime fino allo smaltimento dei rifiuti. Anche questa scelta è supportata dalla revisione di articoli scientifici, di fatto la maggior parte degli studi analizzano tutte le fasi del processo di risanamento (Amponsah et al., 2017; Cadotte et al., 2007; Harbottle et al., 2008; Page et al., 1999).

Il presente studio preliminare è rivolto principalmente ad enti e studi privati come aiuto nelle decisioni future. Quest'analisi può dunque essere di supporto nella scelta della bonifica più adeguata e migliore, non solo in termini economici o sociali, ma soprattutto in termini di impatti ambientali. Molti dei dati utilizzati per effettuare quest'analisi LCA sono dati primari, ottenuti grazie alla collaborazione e alla disponibilità dello studio di ingegneria ambientale coinvolto, altri invece sono stati stimati a partire dai dati a disposizione. Questi dati verranno presentati nell'analisi di inventario, descritta nel prossimo sottocapitolo.

In Figura 29 ed in Figura 30 sono riportati i processi e i flussi di materia ed energia considerati nell'analisi. Il flusso dell'unità funzionale viene rappresentato mediante la freccia rossa, inoltre viene fatta una distinzione di colore per il flusso del gasolio all'interno di ogni singola fase: il gasolio rappresentato dalla freccia viola indica il gasolio utilizzato per il trasporto dei materiali, al contrario il gasolio indicato con la freccia nera indica quello consumato dalle macchine operatrici per lavorare in isola. Inoltre, si può notare che, in ciascun digramma di flusso, il ciclo di vita viene suddiviso nelle 3 macrofasi identificate dalle PCR (*Product Category Rules*) per la valutazione delle performance ambientali dei servizi di bonifica del sito, del suolo e delle acque sotterranee, ossia:

- *Upstream module*
- *Core module*
- *Downstream module*

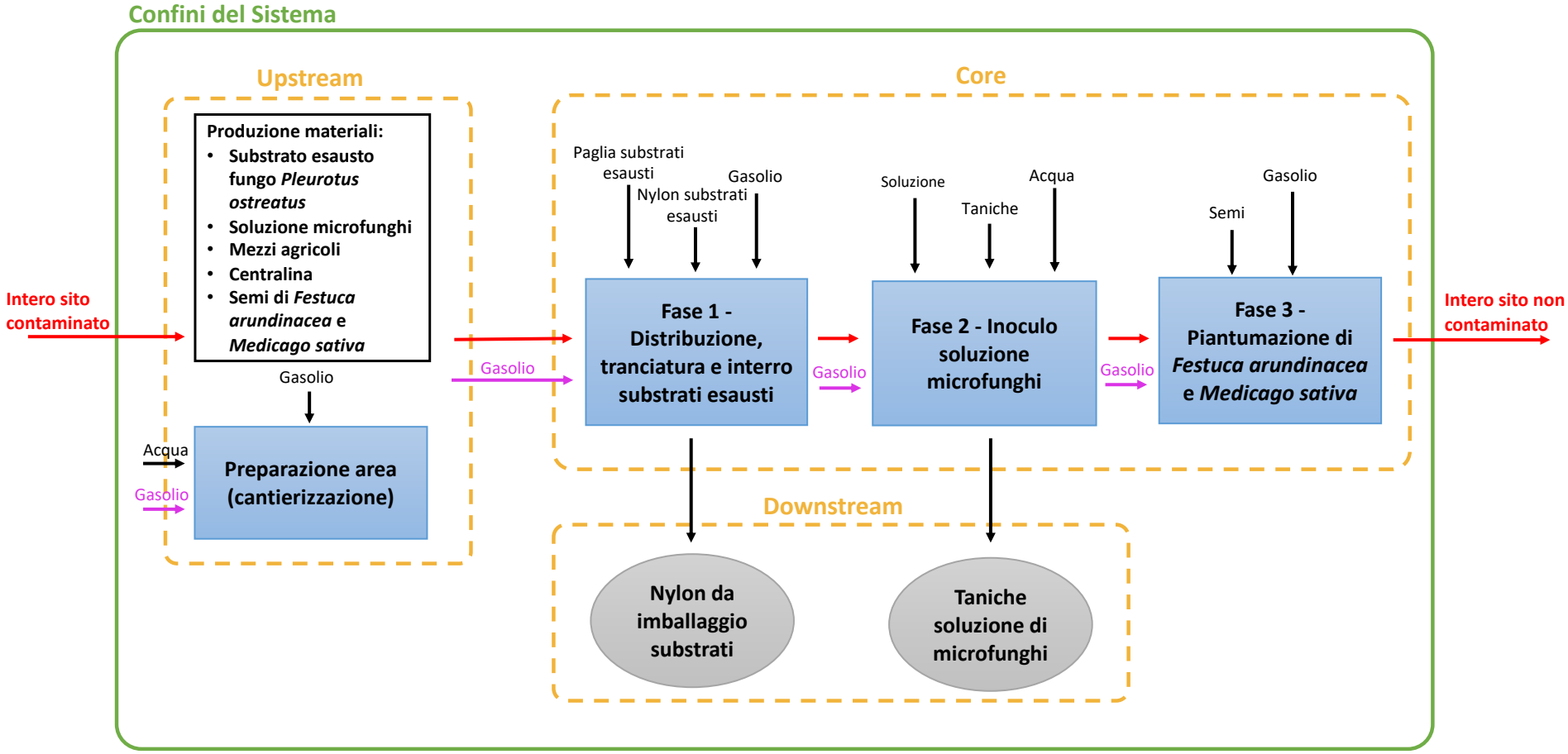


Figura 29 - Inventario dei flussi della tecnologia dell'MFR.

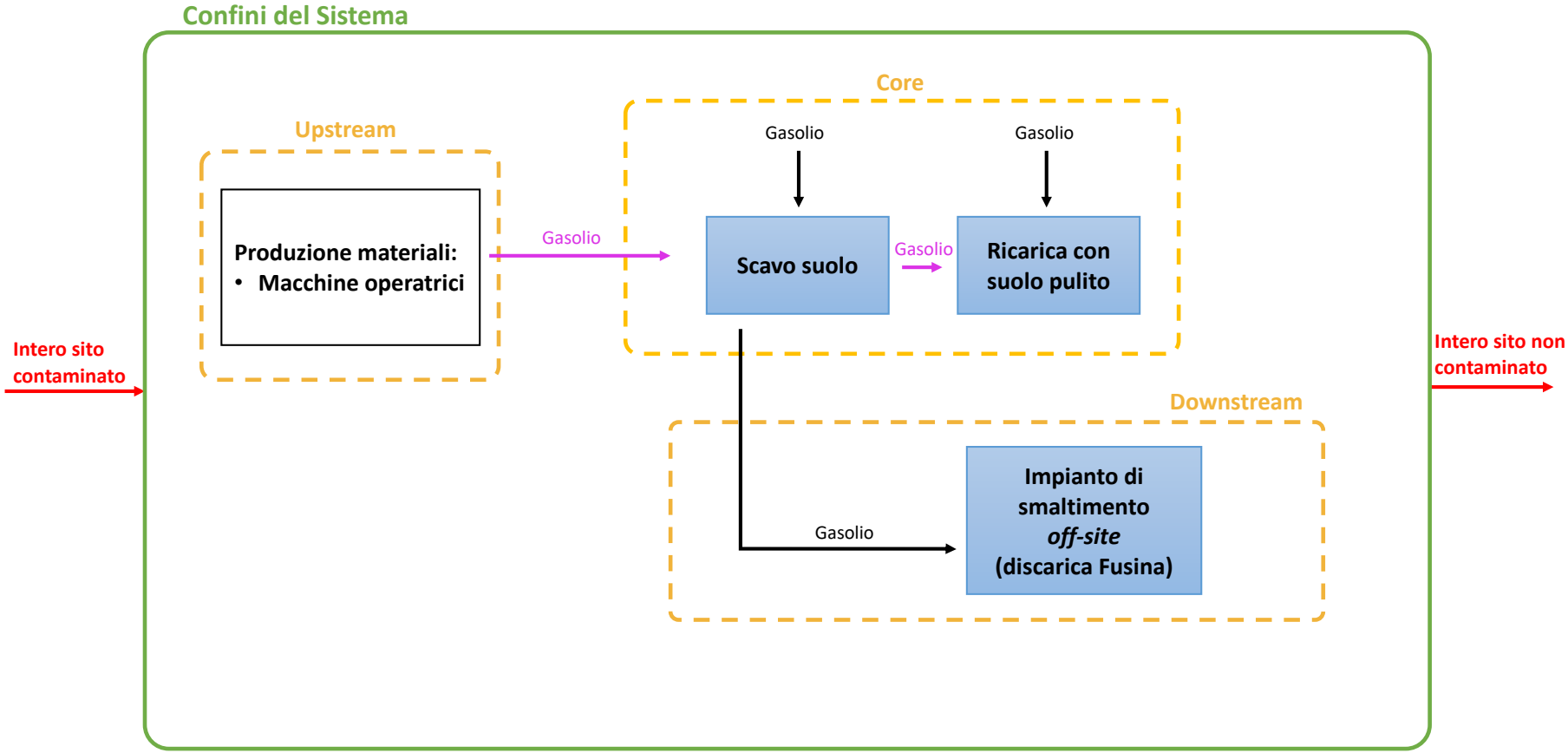


Figura 30 - Inventario dei flussi della tecnologia di scavo e smaltimento in discarica.

Nell'analisi LCA della tecnologia MFR (MicoFitoRisanamento) sono state fatte le seguenti assunzioni:

- non sono stati inclusi nello studio i viaggi del personale da e verso il lavoro, in base a ciò che indicano le PCR sopracitate;
- non sono stati considerati gli imballaggi di alcuni materiali (centralina e semi) in quanto non è stato possibile tracciarne il flusso;
- per mancanza di dati dettagliati, la strumentazione di supporto al monitoraggio (centralina meteo) è stata modellizzata in maniera semplice: contenitore di plastica e 6 batterie ricaricabili;
- per quanto riguarda la soluzione di microfunghi per prima cosa non sono stati considerati i trasporti (dal fornitore al laboratorio) dei materiali di laboratorio e dei reagenti, in quanto si tratta di quantità molto piccole e si sarebbero sovrastimati gli impatti di questi trasporti, sarebbero stati irrealistici. Per quanto riguarda i reagenti utilizzati in laboratorio alcuni non sono stati considerati perché quantità talmente piccole da poter essere trascurate, altri come ad esempio l'Agar, è stato sostituito con un altro processo simile: lo zucchero; sostituzione fatta perché l'Agar non è presente all'interno del *software*. La scelta dello zucchero come sostituto è supportata dal fatto che entrambi sono due polisaccaridi. Infine, in mancanza di dati specifici del downstream, non è stato considerato alcun rifiuto generato dalla creazione di questa soluzione;
- i semi di *Festuca arundinacea e Medicago sativa* piantumati per il fitorisanamento non sono presenti specificatamente nel *software* SimaPro, ma è stato modellizzato un processo generico chiamato "*Grass seed*", dunque semi di erba o prato;

Parallelamente, le assunzioni fatte nell'analisi della tecnologia dello scavo e smaltimento in discarica sono:

- non sono stati inclusi nello studio i viaggi del personale da e verso il lavoro, in base a ciò che indicano le PCR sopracitate
- il processo "terreno vegetale da riempimento", ossia il terreno pulito che dovrà essere trasportato in isola dopo la rimozione di quello contaminato, dovrebbe essere stato formato da un 60% di sabbia, un 30% di limo ed un 10% di argilla. Il processo "limo" all'interno del *software* non è presente e dunque si è deciso di dividere il 30% in due parti uguali ed aggiungere un 15% al processo "*sand*" e l'altro 15% al processo "*clay*", in quanto il limo è un

inerte di granulometria fine, compreso tra quello delle sabbie, più grosso (D>63µm), e quella delle argille, più sottile (D<4µm)

4.2.2. Analisi dell'inventario – *Life Cycle Inventory Analysis* (LCI)

Il lavoro di ricerca e di analisi è stato svolto durante uno stage aziendale effettuato da marzo a giugno 2021 presso DESAM S.r.l e GreenDecision S.r.l. Per i dati qualitativi e quantitativi dei processi è stata avviata una collaborazione con l'azienda DESAM S.r.l, che si è mostrata disponibile alla condivisione dei dati e delle informazioni dei processi. La maggior parte dei dati derivano da rilevazioni effettuate dalle aziende e da successive elaborazioni. In Tabella 3 e Tabella 4si riportano i dati primari di inventario raccolti per le tecnologie rispettivamente dell'MFR (MicoFitoRisanamento) e dello scavo e smaltimento in discarica.

Tabella 3 - Dati primari di inventario per la tecnologia dell'MFR (MicoFitoRisanamento).

Nome	Quantità	U.M.	Note
Cantierizzazione dell'area			
INPUT			
Quantità suolo	8100000	kg	
M^2 suolo contaminato	12000	m^2	
Km di terreno	4	km	
Profondità da scavare	0,5	m	
Volume suolo contaminato	6000	m^3	
Densità suolo contaminato	1350	kg/m3	
Trattore	32400000	kgkm	
Peso trattore	300	kg	
Chiatta	3000	kgkm	Trasporto del trattore in isola
Distanza percorsa dalla chiatta	10	km	
Peso trasportato dalla chiatta	300	kg	
Acqua	60000	l	Ogni m^2 servono 5L di acqua
OUTPUT			
Fase 1 - Distribuzione substrati esausti			
INPUT			
Substrati esausti	256000	kgkm	Un panetto di substrato pesa 16kg
Paglia substrati	63940	kg	La paglia singola pesa 15,985kg
Nylon substrati	60	kg	Il nylon singolo pesa 0,015kg
Numero panetti di substrato	4000	p	
Chiatta	648000	kgkm	Trasporto substrati nell'isola
Distanza percorsa dalla chiatta	10	km	
Peso trasportato dalla chiatta	4320	kg	

Giri	15		
Camion EURO6	3200000	kgkm	Trasporto substrati nell'isola
Distanza percorsa dal mezzo	50	km	
Peso trasportato dal mezzo	16000	kg	
Giri	4		
Trattore	256000	kg	Distribuisce e trancia i substrati nel terreno
OUTPUT			
Nylon imballaggio substrati	60	kg	Scarto
Fase 2 - Inoculo soluzione microfunghi			
INPUT			
Taniche HDPE	6,6	kg	Contenitore della soluzione per trasporto
Numero taniche	6	p	
Portata taniche	25	l	
Peso tanica singola	1,1	Kg	
Soluzione di microfunghi	150	l	
Soluzione + Taniche	156,6	kg	
Chiatta	1566	kgkm	Trasporto soluzione in isola
Distanza percorsa dalla chiatta	10	km	
Peso trasportato dalla chiatta	156,6	kg	
Corriere espresso	62640	kgkm	Trasporto soluzione in isola
Distanza percorsa dal corriere	400	km	
Peso trasportato dal corriere	156,6	kg	
Acqua	15000	l	Per diluire la soluzione concentrata (1/100)
OUTPUT			
Taniche HDPE	6,6	kg	Scarto
Fase 3 - Piantumazione semi per fitodegradazione			
INPUT			
Semi	40	kg	4 sacchi da 10 kg
Trattore	160	kgkm	Semina i semi
Chiatta	400	kgkm	Trasporto dei semi in isola
Distanza percorsa dalla chiatta	10	km	
Peso trasportato dalla chiatta	40	kg	
Corriere espresso	1040	kgkm	Trasporto dei semi in isola
Distanza percorsa dal corriere	26	km	
Peso trasportato dal corriere	40	kg	
OUTPUT			

Tabella 4 - Dati primari di inventario per la tecnologia dello scavo e smaltimento in discarica.

Nome	Quantità	U.M.	Note
Scavo suolo			
INPUT			
Suolo contaminato	8100000	kg	
M^2 suolo contaminato	12000	m^2	
Profondità da scavare	0,5	m	
Volume suolo contaminato	6000	m3	
Densità suolo contaminato	1350	kg/m^3	
Escavatore	6000	m^3	
Peso escavatore	10000	kg	
Minipala caricatrice	6000	m^3	
Peso minipala	4000	kg	
Chiatta	140000	kgkm	Trasporto scavatore e pala in isola
Distanza percorsa dalla chiatta	10	km	
Peso trasportato dalla chiatta	14000	kg	
Camion EURO6	1120000	kgkm	Trasporto scavatore e pala in isola
Distanza percorsa dal mezzo	80	km	
Peso trasportato dal mezzo	14000	kg	
OUTPUT			
Suolo contaminato scavato	8100000	kg	Fino a prima di uscire dall'isola
Trasporto suolo contaminato			
INPUT			
Suolo contaminato scavato	8100000	kg	
Chiatta	162000000	kgkm	
Distanza percorsa dalla chiatta	18	km	
Peso trasportato dalla chiatta	450000	kg	
Giri	20		
Camion EURO6	45000000	kgkm	Camion EURO6
Distanza percorsa dal mezzo	5	km	
Peso trasportato dal mezzo	30000	kg	
Giri	300		
OUTPUT			
Suolo nell'impianto di smaltimento	8100000	kg	Tutto il terreno viene trattato in discarica
Ricarica suolo pulito			
INPUT			
Terreno vegetale da riempimento	8100000	kg	
Minipala caricatrice	6000	m3	
Chiatta	90000000	kgkm	Trasporto terreno non contaminato
Distanza percorsa dalla chiatta	10	km	

Peso trasportato dalla chiatta	450000	kg	
Giri	20		
Camion EURO6	90000000	kgkm	Trasporto terreno non contaminato
Distanza percorsa dal mezzo	10	km	
Peso trasportato dal mezzo	30000	kg	
Giri	300		
OUTPUT			
Suolo non contaminato	8100000	kg	

Di seguito, in Tabella 5, si riportano i nomi dei principali processi reperiti nel database Ecoinvent 3.5 utilizzati per i flussi di input ed output delle due tecnologie di bonifica analizzate (MFR e scavo e smaltimento in discarica).

Tabella 5 - Nomi dei principali processi reperiti nel database Ecoinvent.

INPUT	DATABASE
Trattore	Transport, tractor and trailer, agricultural {RoW}| processing | APOS, S
Chiatta	Transport, freight, inland waterways, barge {RER}| processing | APOS, S
Camion EURO6	Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO6 {RoW}| transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO6 | APOS, S
Corriere Espresso	Transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO5 {RER}| transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO5 | APOS, S
Escavatore	Excavation, hydraulic digger {RER}| processing | APOS, S
Minipala	Excavation, skid-steer loader {RER}| processing | APOS, S
Batterie Centralina	Battery, NiMH, rechargeable, prismatic {GLO}| production | APOS, S
Scocca Centralina	Polyvinylchloride, bulk polymerised {RER}| polyvinylchloride production, bulk polymerisation | APOS, S
Acqua	Tap water {Europe without Switzerland} | tap water production, underground water without treatment | APOS, S
Paglia Compost	Straw, organic {RoW}| wheat production, organic | Cut-off, S
Nylon Compost	Packaging film, low density polyethylene {RER}| production | Cut-off, S
Tanica	Polyethylene, high density, granulate {Europe without Switzerland} | polyethylene, high density, granulate, recycled to generic market for high density PE granulate | APOS, S
Semi	Grass seed, organic, for sowing {RoW}| production | APOS, S
Sabbia	Sand {CH}| gravel and quarry operation | APOS, S
Argilla	Clay {CH}| clay pit operation | APOS, S
OUTPUT	**DATABASE**
Discarica	Inert waste {Europe without Switzerland} | treatment of inert waste, sanitary landfill | APOS, S

4.2.3. Valutazione degli impatti – *Life Cycle Impact Assessment* (LCIA)

Per la valutazione dei potenziali impatti ambientali derivanti dalle due tecnologie di bonifica sono stati utilizzati il metodo *ReCiPe* H *midpoint* ed *endpoint*.
Per quanto riguarda il metodo *ReciPe,* i risultati possono essere riportati rispetto a due diversi livelli ovvero a livello di "*endpoint*", il quale permette una valutazione complessiva e immediata dei potenziali impatti su salute umana (misurata in anni), ecosistemi (misurati come specie x anno) e risorse (misurate in dollari) e a livello di "*midpoint*" (ad es. riscaldamento globale, tossicità umana, uso dell'acqua, ecc.). Solitamente, la valutazione dei potenziali impatti a livello di *endpoint* determina risultati più semplici da interpretare, ma con delle incertezze associate molto più elevate. Questo è dovuto al fatto che le lacune e le ipotesi sui dati si accumulano lungo la catena causa - effetto. Il modello concettuale utilizzato viene riportato in Figura 31.

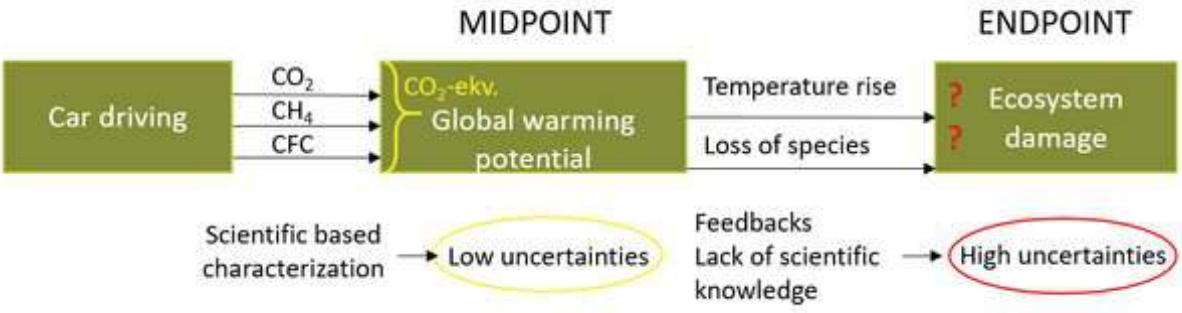


Figura 31 - Esempio di modello concettuale per midpoint e endpoint (Sjons and Wendin, 2017).

In quest'analisi si è deciso di valutare gli impatti ambientali su tutti i *midpoint* del metodo *ReCiPe*. In Figura 32 si riporta la relazione tra *midpoint* e *endpoint* per il metodo *ReCiPe* (Huijbregts et al., 2017).

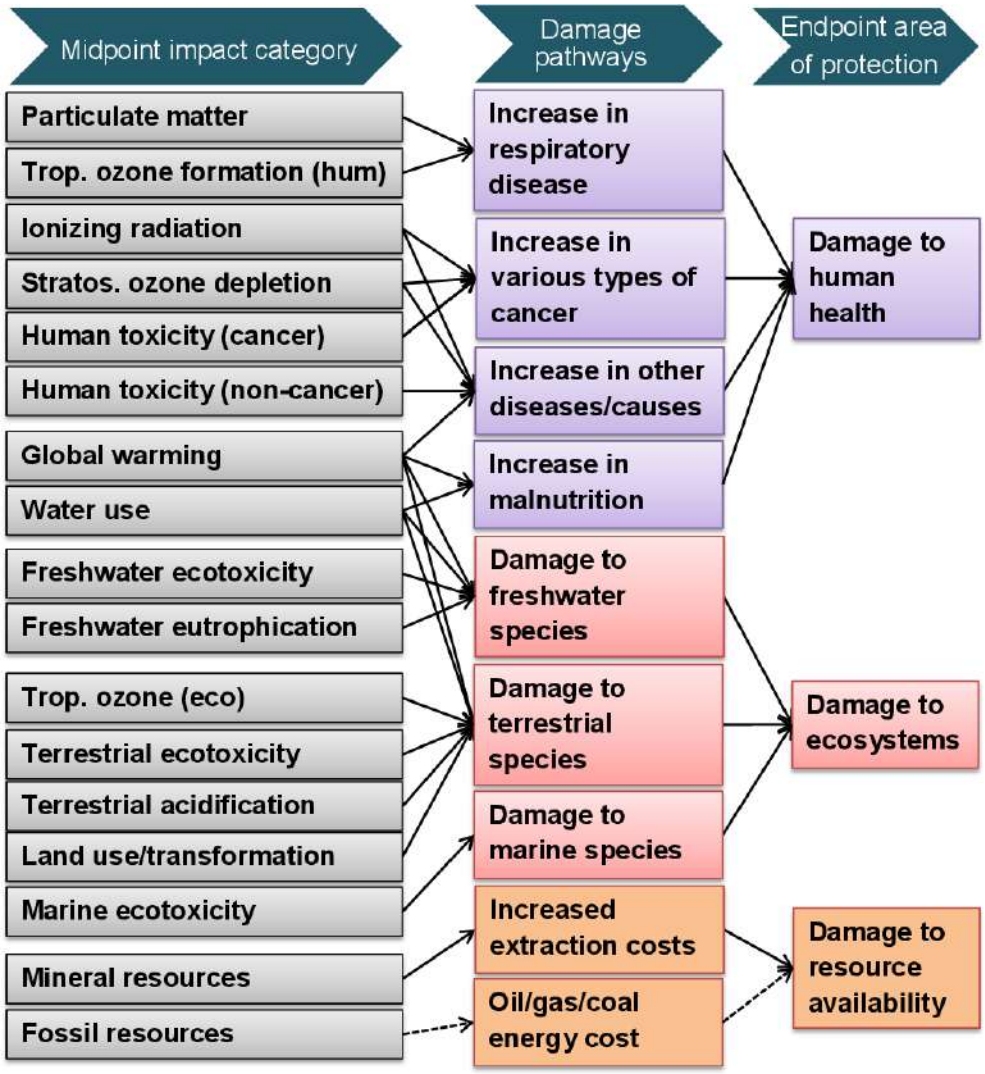


Figura 32 - Relazione tra gli indicatori midpoint ed endpoint nel metodo ReCiPe (Huijbregts et al., 2017).

Il metodo *ReCiPe* inoltre permette di scegliere tra tre diverse "prospettive" ovvero "*Individualistic perspective* (I)", "*Hierarchist perspective* (H)" e "*Egalitarian perspective* (E)", che si differenziano l'una dall'altra principalmente per l'orizzonte temporale considerato e altri aspetti come ad esempio il punto di vista (pessimistico o ottimistico) o il tipo di effetti considerati. Un esempio relativo ad alcune categorie di impatto viene riportato in Tabella 6. In questo studio è stata scelta la prospettiva "*Hierarchist*" come migliore *trade off* tra gli estremi (Huijbregts et al., 2016).

Tabella 6 - Esempio delle diverse prospettive per alcune categorie di impatto (Huijbregts et al., 2016).

	Individualist	**Hierarchist**	**Egalitarian**
Climate change			
Time horizon[1]	20 years	100 years	1,000 years
Climate-carbon feedbacks non-CO_2	No	Yes	No
Future socio-economic developments[2]	Optimistic	Baseline	Pessimistic
Adaptation potential[2]	Adaptive	Controlling	Comprehensive
Ozone depletion			
Time horizon[1]	20 years	100 years	Infinite
Included effects[2]	Skin cancer	Skin cancer	Skin cancer and cataract
Ionizing radiation			
Time horizon[1]	20 years	100 years	100,000 years
Dose and dose rate effectiveness factor (DDREF)[2]	10	6	2
Included effects[2]	-Thyroid, bone marrow, lung and breast cancer -Hereditary disease	-Thyroid, bone marrow, lung, breast, bladder, colon, ovary, skin, liver, oesophagus and stomach cancer -Hereditary disease	-Thyroid, bone marrow, lung, breast, bladder, colon, ovary, skin, liver, oesophagus, stomach, bone surface and remaining cancer -Hereditary disease

Il passaggio da *midpoint* a *endpoint* avviene attraverso dei fattori di conversione, specifici per ciascuna "prospettiva", riportati in *Tabella 7*.

Tabella 7 - Fattori di conversione da midpoint a endpoint per le tre prospettive Individualistic (I), Hierarchist (H) e Egalitarian(E) (Huijbregts et al., 2016).

	Unit[1,2]	I	H	E
Human health				
climate change	yr/kg CO_2 to air	8.1E-08	9.3E-07	1.3E-05
ozone depletion	yr/kg CFC11 to air	2.4E-04	5.3E-04	1.3E-03
ionizing radiation	yr//kBq Co-60 to air	6.8E-09	8.5E-09	1.4E-08
fine particulate matter formation	yr/kg PM2.5 to air	6.3E-04	6.3E-04	6.3E-04
photochemical ozone formation	yr/kg NOx to air	9.1E-07	9.1E-07	9.1E-07
cancer toxicity	yr/kg 1,4-DCB to air	3.3E-06	3.3E-06	3.3E-06
non-cancer toxicity	yr/kg 1,4-DCB to air	6.7E-09	6.7E-09	6.7E-09
water use	yr/m^3 water	3.1E-06	2.2E-06	2.2E-06
Ecosystem quality: terrestrial				
climate change	species.yr/kg CO_2 to air	5.3E-10	2.8E-09	2.5E-08
photochemical ozone formation	species.yr/kg NO_x to air	1.3E-07	1.3E-07	1.3E-07
acidification	species.yr/kg SO_2 to air	2.1E-07	2.1E-07	2.1E-07
toxicity	species.yr/kg 1,4-DCB to industrial soil	5.4E-08	5.4E-08	5.4E-08
water use	species.yr/m^3 water consumed	0	1.4E-08	1.4E-08
land use	species/m^2 annual crop land	8.9E-09	8.9E-09	8.9E-09
Ecosystem quality: fresh water				
climate change	species.yr/kg CO_2	1.5E-14	7.7E-14	6.8E-13
eutrophication	species.yr/kg P to fresh water	6.1E-07	6.1E-07	6.1E-07
toxicity	species.yr/kg 1,4-DCB to fresh water	7.0E-10	7.0E-10	7.0E-10
water use	species.yr/m^3 water consumed	6.0E-13	6.0E-13	6.0E-13
Ecosystem quality: marine				
toxicity	species.yr/kg 1,4-DCB	1.1E-10	1.1E-10	1.1E-10
eutrophication	species.yr/kg N to marine water	1.7E-09	1.7E-09	1.7E-09
Resource scarcity				
minerals	US_{2013} $/kg Cu	0.16	0.23	0.23
fossils[3]	US_{2013} $/kg crude oil	0.46	0.46	0.46
	US_{2013} $/kg hard coal	0.03	0.03	0.03
	US_{2013} $/$Nm^3$ natural gas	0.30	0.30	0.30

Successivamente viene presentato un breve approfondimento delle fasi di Valutazione degli impatti secondo il metodo *ReciPe* (introdotte nel sottoparagrafo 3.2.3).

Classificazione:

In questa fase il software assegna ogni voce di inventario a una o più categorie di impatto, in funzione degli effetti che può provocare sull'ambiente. Ad esempio, all'emissione di diossido di carbonio, essendo la principale causa dell'effetto serra, verrà assegnata alla categoria "*Climate change*". In Figura 33 si riporta un esempio del meccanismo di classificazione.

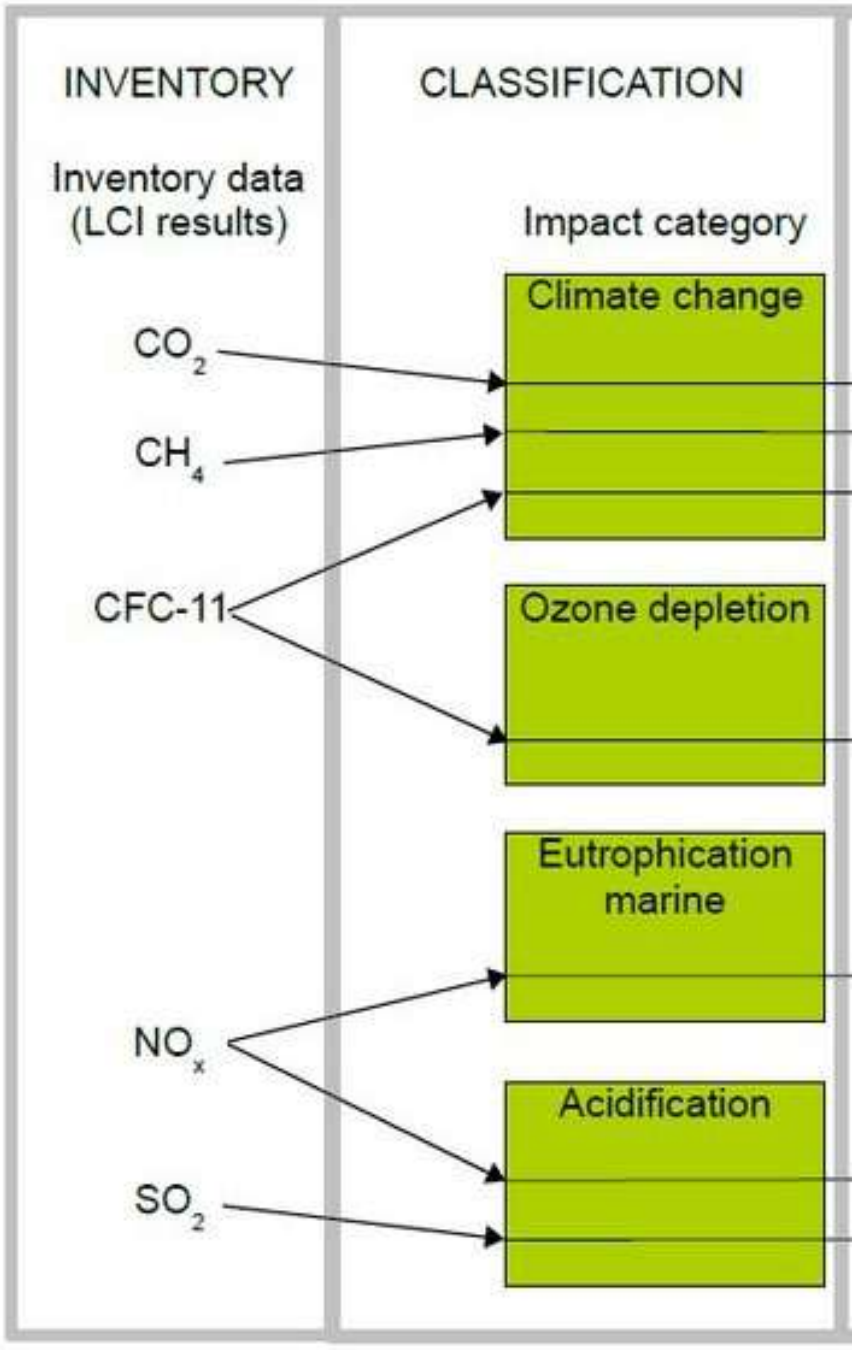


Figura 33 - Esempio di classificazione di alcune sostanze nel metodo ReCiPe (Sjons and Wendin, 2017).

Caratterizzazione:

In questa fase, il consumo o emissione associato a ogni sostanza viene moltiplicato per un coefficiente di caratterizzazione, diverso per ogni elemento, il quale permette di esprimere il contributo all'indicatore di categoria d'impatto. Così gli indicatori appartenenti ad una certa categoria d'impatto avranno un'unità di misura comune, permettendo così di determinare in modo omogeneo il contributo delle singole emissioni. In Figura 34 si riporta un esempio della fase di caratterizzazione secondo il metodo *ReCiPe* per alcune sostanze.

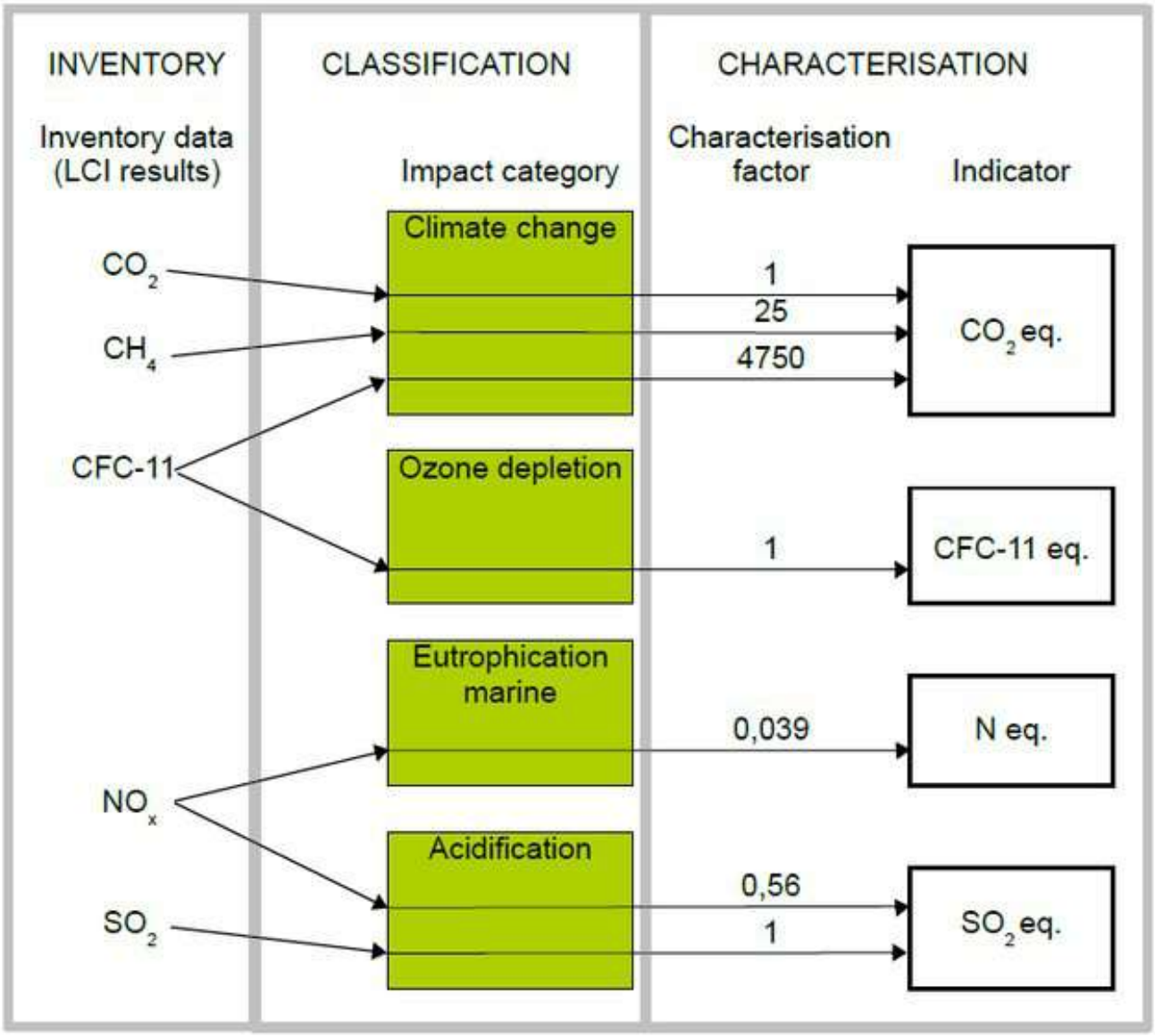


Figura 34 - Esempio di caratterizzazione di alcune sostanze nel metodo ReciPe (Sjons and Wendin, 2017).

Normalizzazione:

Questa fase ha lo scopo di valutare la magnitudine dell'impatto generato dal prodotto o processo oggetto di studio, in relazione al carico ambientale totale relativo all'area geografica in cui è localizzato il ciclo produttivo, permettendo quindi di omogeneizzare i danni ottenuti in fase di caratterizzazione. La normalizzazione avviene attraverso il rapporto dei danni con i rispettivi valori di riferimento (relativi all'impatto medio pro capite europeo) ottenendo così un valore adimensionale.

Si presentano di seguito i risultati della stima degli impatti ottenuti attraverso l'utilizzo del *software* di calcolo SimaPro 9.1.0.7.

4.2.3.1. I risultati del confronto tra le due tecnologie di bonifica

Nel seguente paragrafo sono confrontate le due tecnologie di bonifica del terreno contaminato, rispettivamente la MFR (MicoFitoRisanamento) e la sua alternativa classica dello scavo e smaltimento in discarica.

Di seguito vengono riportati, per entrambe le tecnologie, i diagrammi a rete in cui i singoli processi sono collegati da frecce, la cui dimensione rappresenta la magnitudine dell'impatto indagato (Figura 35 e Figura 37, rispettivamente per la tecnologia MFR e lo scavo e smaltimento in discarica). Anche il colore della freccia è funzionale: con il colore rosso si intende che il processo contribuisce ad aumentare l'impatto ambientale, mentre con il verde che il processo determina una riduzione dell'impatto. D'altra parte, le barre rappresentate in ogni singolo blocco, permettono di attribuire un valore all'impatto di quel determinato processo. In ogni blocco è riportata in alto la quantità in uscita da un determinata fase del processo che entra nel processo a valle e in basso a sinistra la percentuale dell'impatto ambientale, comprensiva dei contributi dei processi a monte. Per concludere, i colori di ogni singolo blocco sono rappresentativi, ad esempio il colore azzurro indica le fasi delle tecnologie di bonifica; il verde brillante i materiali di input al processo; il marrone il trattamento dei rifiuti ed il verde più spento i trasporti dei materiali.

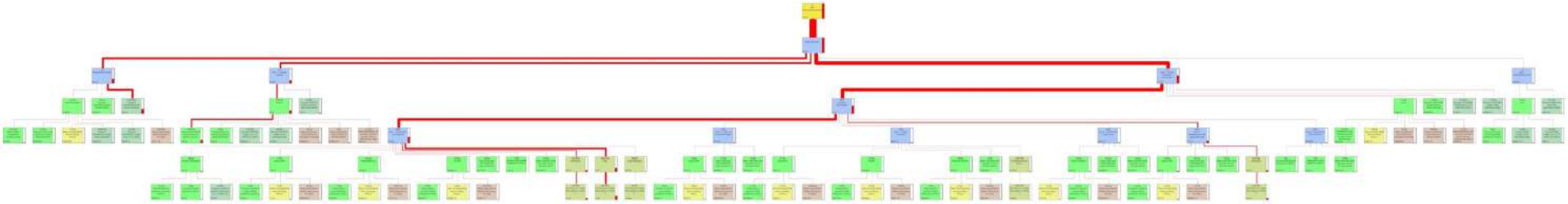


Figura 35 - Diagramma a rete della tecnologia dell'MFR.

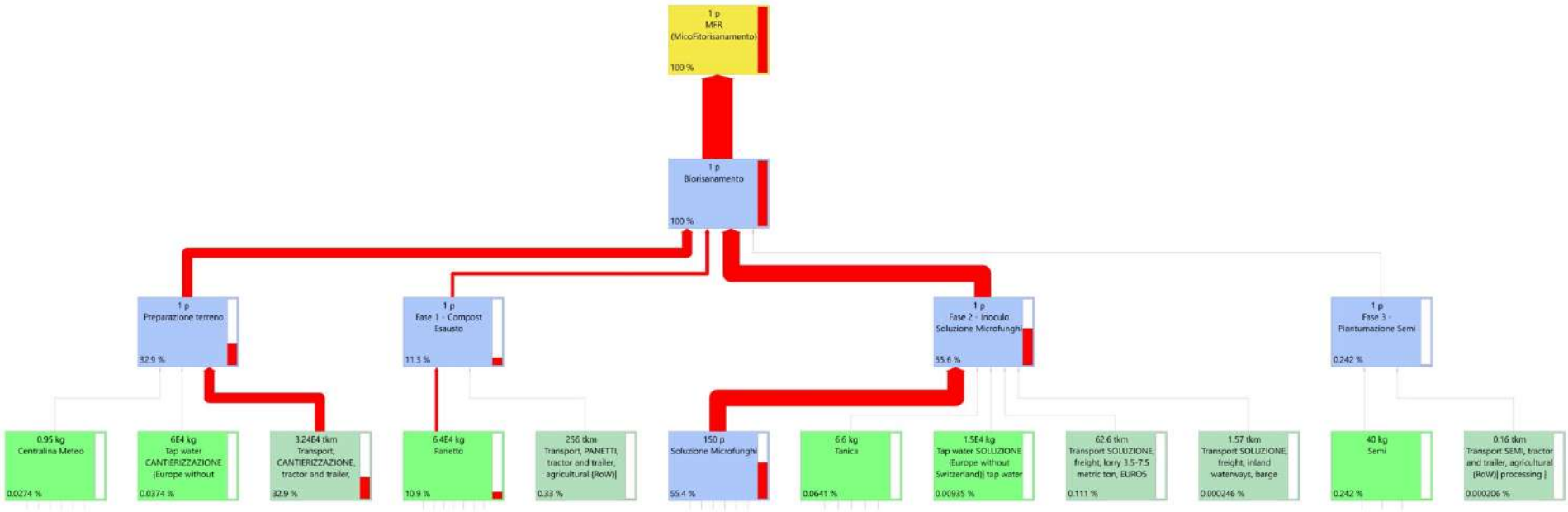


Figura 36 - Diagramma a rete ridotto della tecnologia dell'MFR. Vengono riportati solo i primi 4 livelli.

Dal diagramma riportato in Figura 35, ma soprattutto nel diagramma ridotto riportato in Figura 36, si evince che la fase di inoculo della soluzione di microfunghi rappresenta il processo maggiormente impattante, a causa prevalentemente dei consumi energetici associati alla creazione di questa soluzione.

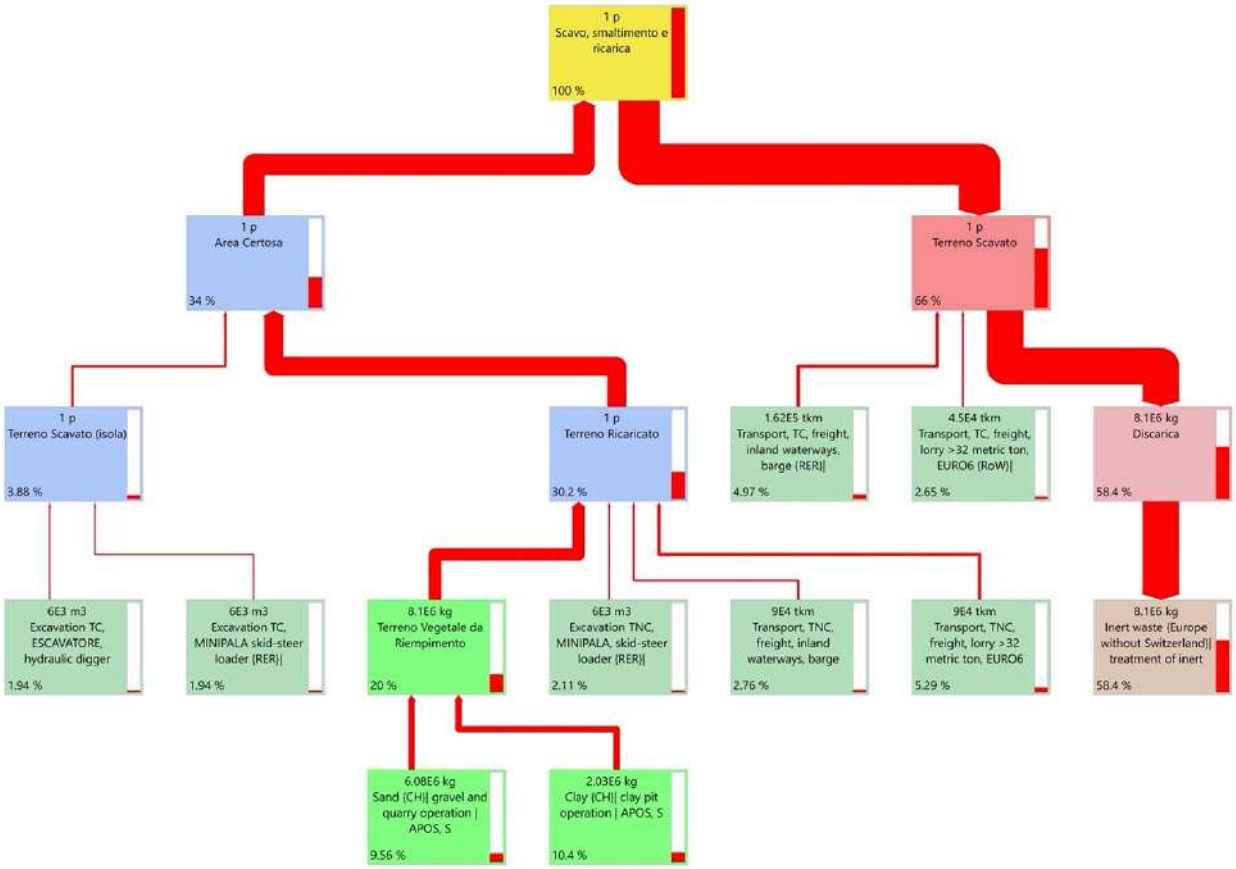


Figura 37 - Diagramma a rete della tecnologia dello scavo e smaltimento in discarica.

Il diagramma della tecnologia dello scavo e smaltimento in discarica, riportato in Figura 37, mostra chiaramente che la fase maggiormente impattante risulta essere quella del conferimento in discarica del suolo (smaltimento inerte in discarica). È evidente anche che il materiale da riporto ha un impatto significativo, questo è dovuto prevalentemente al fatto che la quantità di terreno da riempimento necessaria è molto elevata.

Nel grafico in Figura 38, vengono presentati i risultati del confronto degli impatti generati rispetto agli *endpoint* normalizzati per le due tecnologie di bonifica studiate. È chiaramente evidente che gli impatti maggiori sono associati alla tecnologia dello scavo e smaltimento in discarica. È inoltre evidente che la classe del "*disposal scenario*", ossia il conferimento del terreno contaminato in discarica per inerti, è la classe maggiormente impattante.

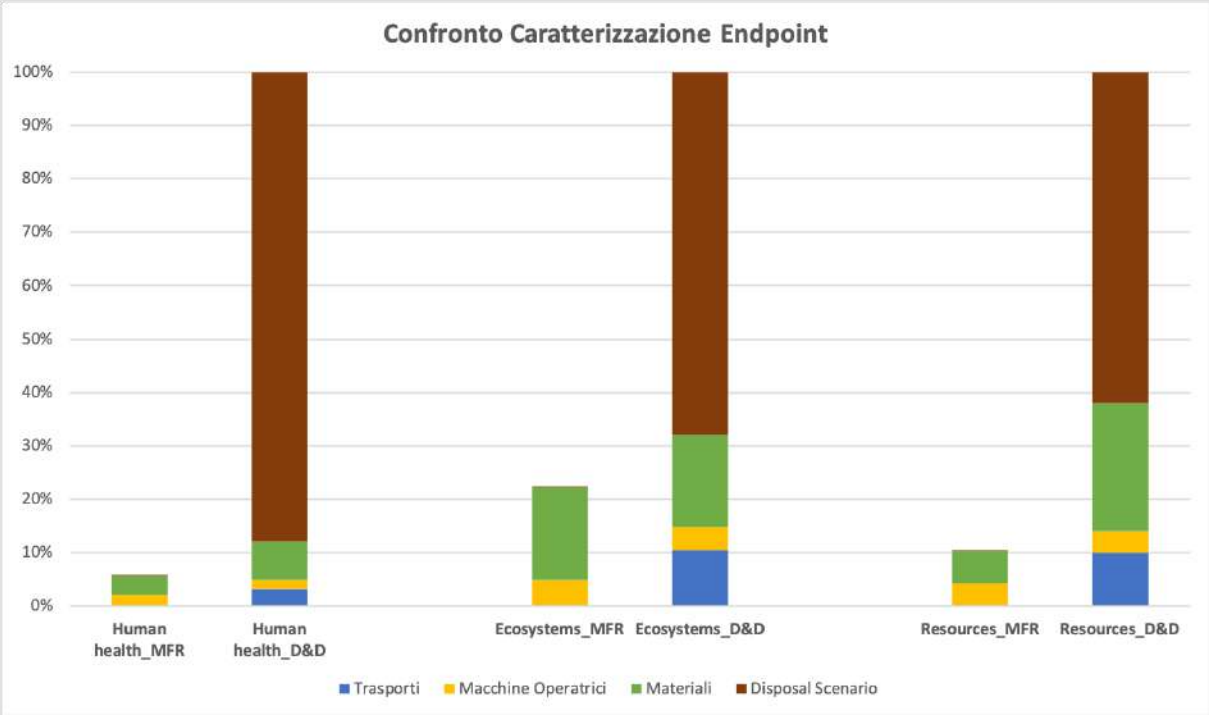


Figura 38 - Caratterizzazione rispetto agli endpoint degli impatti delle tecnologie dell'MFR e dello scavo e smaltimento in discarica a confronto.

A livello di *midpoint,* i risultati caratterizzati, riportati nel grafico in Figura 39, mostrano impatti più elevati per la tecnologia dello scavo e smaltimento in discarica. La tecnologia di bonifica dell'MFR presenta impatti maggiori solo per la categoria d'impatto chiamata "*Marine eutrophication*".

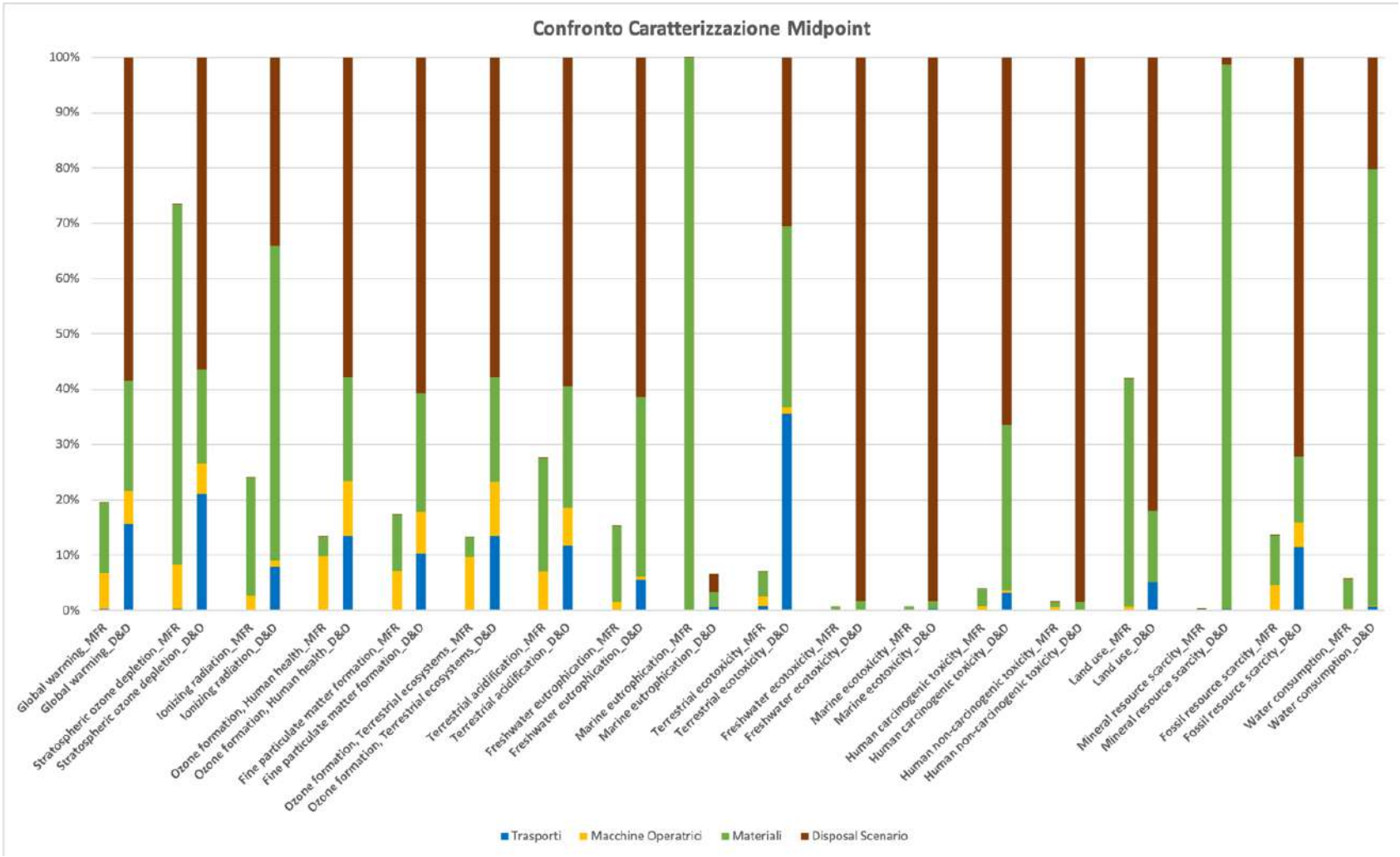


Figura 39 - Caratterizzazione rispetto ai midpoint delle due tecnologie a confronto.

Il risultato mostrato in Figura 39 è correlato ai diversi processi utilizzati per la MFR contenuti nel database Ecoinvent. Al fine di valutare la differenza tra le due tecnologie rispetto alla categoria di danno spora citata, essa verrà di seguito analizzata.

In Figura 40 si riporta il confronto tra gli impatti delle due tecnologie rispetto alla categoria "*Marine eutrophication*". È evidente che, per la tecnologia dell'MFR, la classe "materiali" è quella che contribuisce maggiormente all'impatto. Con lo scopo di identificare quale sia il materiale che impatta di più, in Figura 41 vengono riportati gli impatti rispetto al midpoint "*Marine eutrophication*" solamente della tecnologia MFR, suddividendo i materiali nelle fasi della bonifica in cui vengono utilizzati.

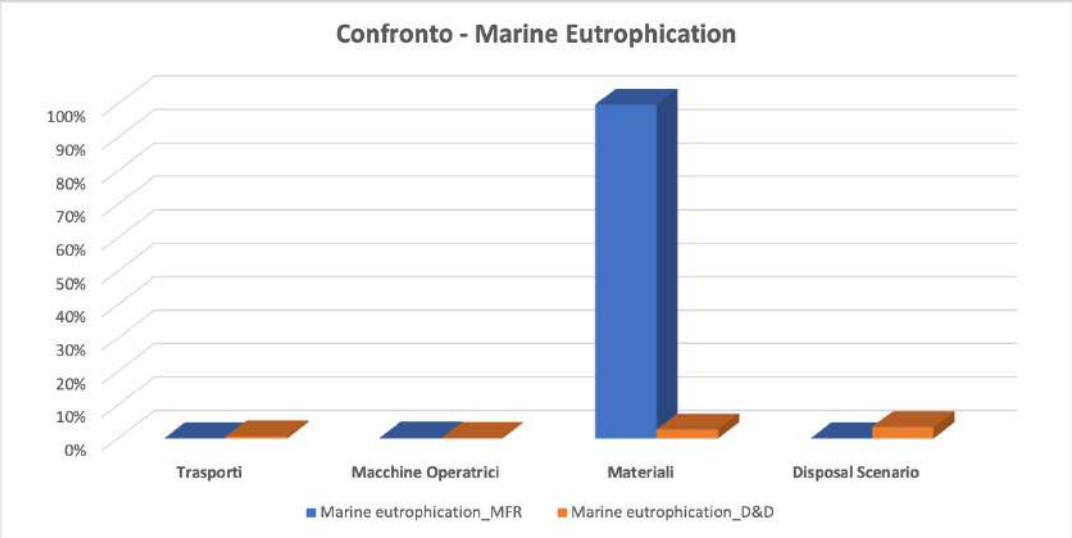


Figura 40 - Confronto degli impatti rispetto al midpoint "marine eutrophication" delle due tecnologie di bonifica.

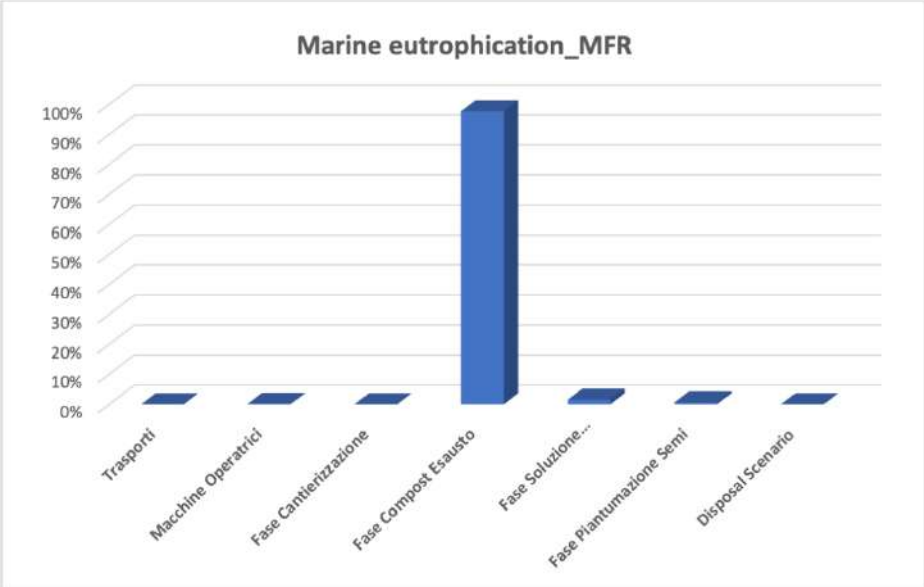


Figura 41 - Impatti rispetto al midpoint "marine eutrophication" della tecnologia di bonifica MFR.

Come si evince chiaramente dal grafico riportato in Figura 41, la fase della distribuzione, tranciatura ed interro del compost esausto del fungo nel terreno, è quella che detiene il materiale maggiormente impattante per l'eutrofizzazione marina. Tale risultato è associato prevalentemente al processo scelto della paglia, nel quale è incluso anche un fertilizzante per la sua creazione.

Anche dal confronto dei risultati normalizzati a livello di *endpoint*, rappresentati nel grafico in Figura 42, emerge che la tecnologia dello scavo e smaltimento in discarica prevede un maggior carico ambientale. Nello specifico, la categoria "*Human health*" è caratterizzata da impatti sensibilmente più elevati rispetto ai danni determinati sugli ecosistemi e sulle risorse. Tale risultato è associato principalmente al conferimento in discarica del terreno contaminato, il quale rilascia ingenti emissioni in atmosfera.

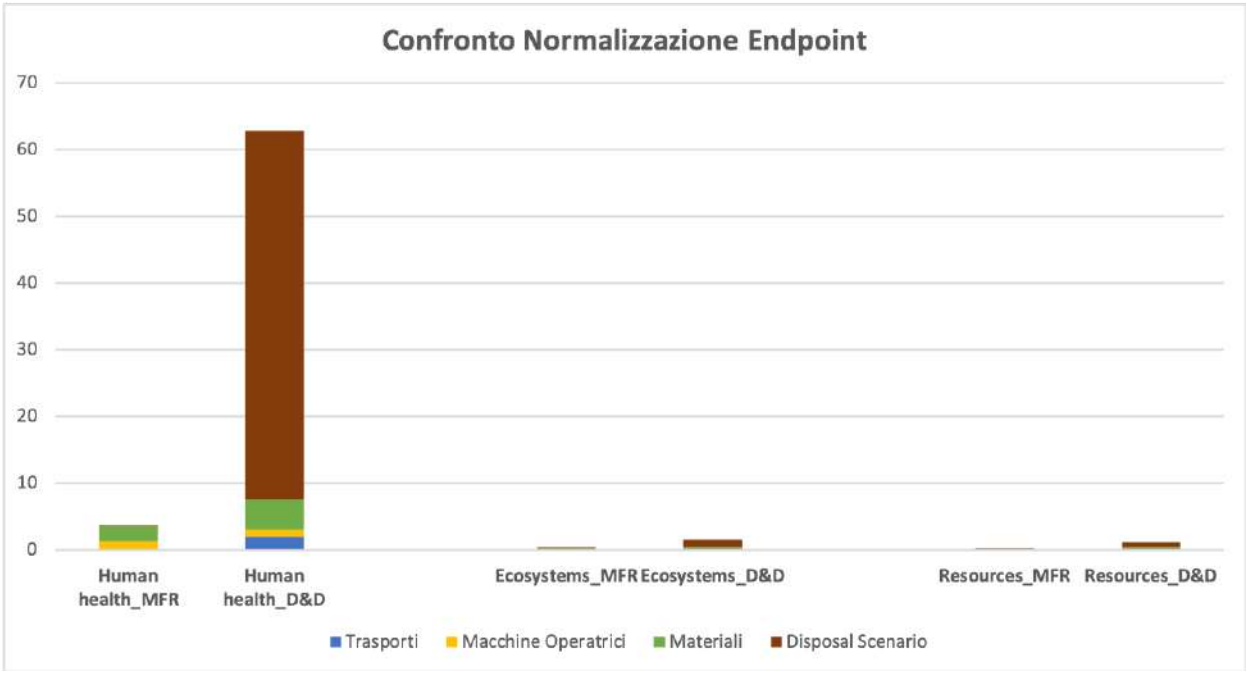


***Figura 42 - Normalizzazione rispetto agli endpoint degli impatti delle tecnologie dell'MFR e dello scavo e smaltimento in discarica* a confronto.**

A livello di *midpoint*, com'è possibile evincere dal grafico in Figura 43, emerge che è sempre la tecnologia dello scavo e smaltimento in discarica a risultare maggiormente impattante. Al contrario, la tecnologia MFR determina impatti sensibilmente minori. Le categorie d'impatto maggiormente colpite sono quelle di "*Marine ecotoxicity*", "*Freshwater ecotoxicity*" e "*Human non-carcinogenic toxicity*".

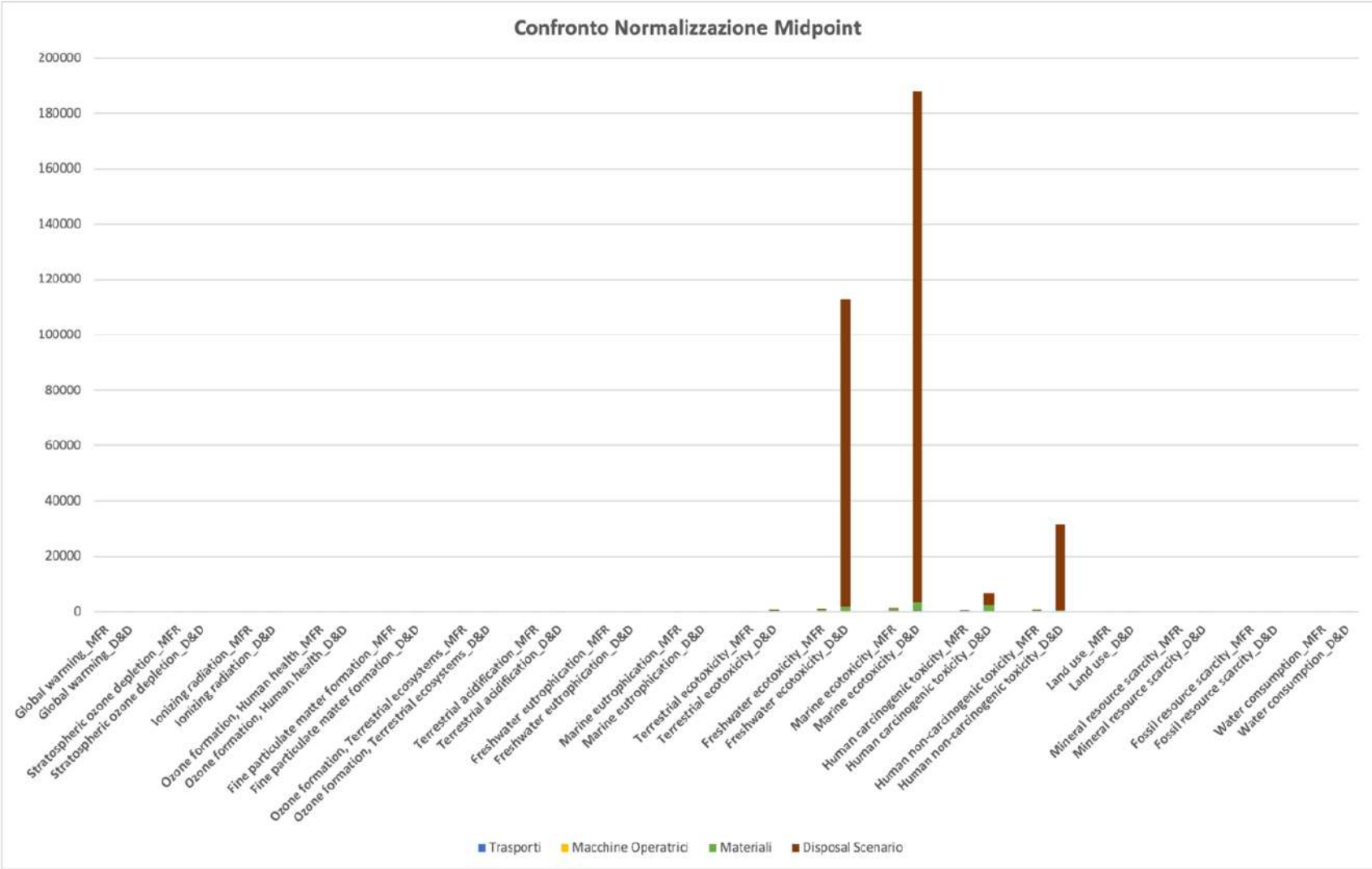


Figura 43 - Normalizzazione rispetto ai midpoint degli impatti delle due tecnologie a confronto.

Calcolando infine un indice singolo sui risultati caratterizzati a livello di *endpoint* (Figura 44) si evince che la tecnologia dello scavo e smaltimento in discarica risulta essere la tecnologia maggiormente impattante. È inoltre evidente che la tecnologia dello scavo e smaltimento in discarica risulta essere del 90% più impattante rispetto alla tecnologia MFR.

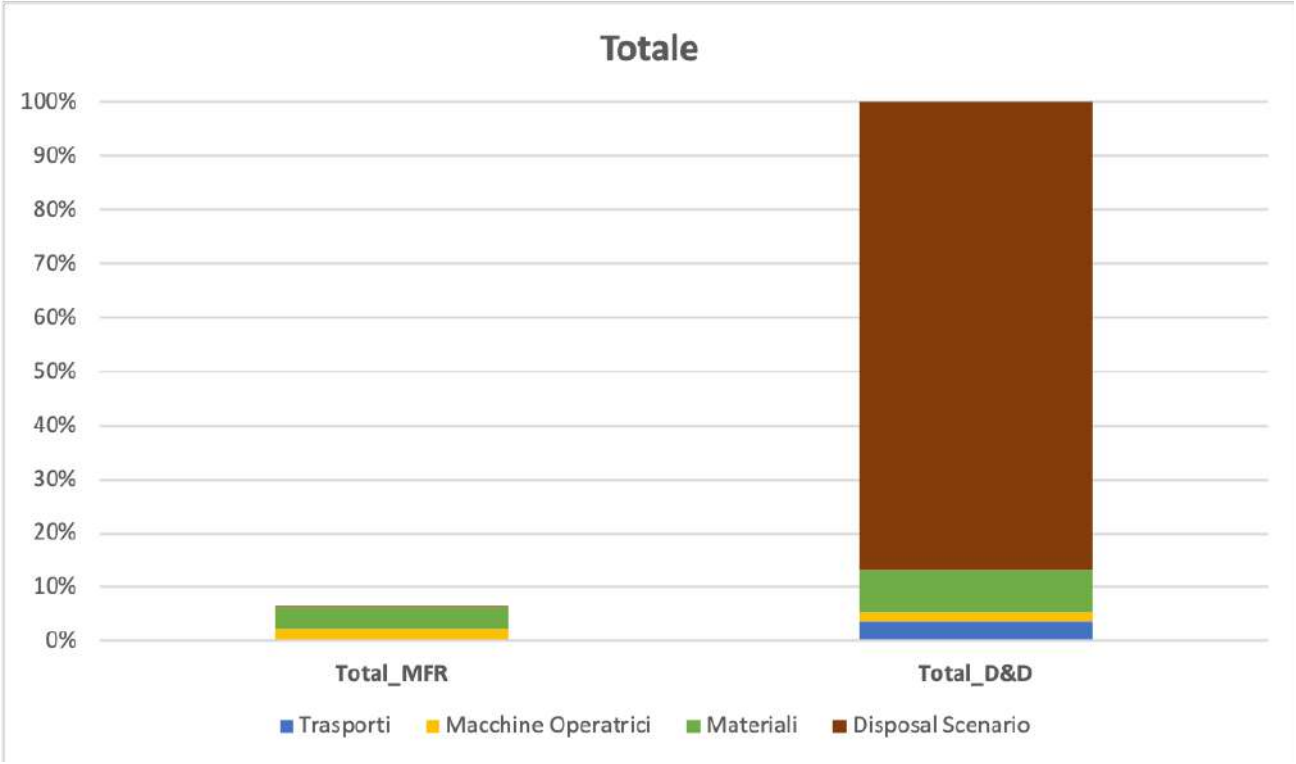


Figura 44 - Confronto a livello di endpoint del totale per le due tecnologie di bonifica.

4.2.4. Analisi dei risultati e valutazione dei miglioramenti – *Life Cycle Interpretation*

L'analisi svolta ha permesso di quantificare gli impatti ambientali attributi a due differenti tecniche di bonifica, rispettivamente la MFR (MicoFitoRisanamento) e lo scavo e smaltimento in discarica. La contabilizzazione degli impatti è stata svolta secondo un approccio LCA (*Life Cycle Assessment*), dove nella fase di valutazione degli impatti è stato utilizzato il metodo *ReCiPe* ad entrambi i livelli di analisi, sia *midpoint* che *endpoint*. I risultati, presentati sia a livello di caratterizzazione che a livello di normalizzazione, hanno permesso di effettuare le analisi comparative delle due tecnologie studiate. Da tale analisi, si possono evincere delle considerazioni generali che vengono di seguito presentate.

Ad entrambi i livelli di analisi è emersa una differenza significativa degli impatti tra le due tecnologie analizzate, ossia la tecnica di bonifica classica dello scavo e smaltimento in discarica risulta sempre essere maggiormente impattante rispetto alla tecnologia più innovativa dell'MFR. L'unica eccezione viene fatta a livello caratterizzazione di *midpoint* per la categoria d'impatto chiamata "*Marine eutrophication*", ossia l'eutrofizzazione marina. Dal focus effettuato su questa categoria di danno (Figura 40 e Figura 41), è emerso che ciò che impatta molto sono i materiali utilizzati nella fase di distribuzione, tranciatura ed interro del compost esausto. Il materiale principale che compone questa fase è la paglia, nella quale è inclusa l'attività di concimazione, che aumenta la percentuale di nutrienti all'interno di essa. Dunque, distribuendo questa paglia nel terreno è risultato che la categoria d'impatto dell'eutrofizzazione marina è molto alta. L'eutrofizzazione marina si verifica a causa del deflusso (*run-off*) e della lisciviazione dei nutrienti delle piante dal suolo e dello scarico di questi nei sistemi fluviali o marini, con il successivo aumento dei livelli di nutrienti (azoto e fosforo). Gli impatti ambientali legati all'eutrofizzazione marina dovuta all'arricchimento di nutrienti indicano una varietà di impatti sull'ecosistema, uno dei quali è l'esaurimento dell'ossigeno bentonico. Ciò può portare all'insorgenza di acque ipossiche e, se in eccesso, ad anossia e "zone morte", che è una delle cause più gravi e diffuse di disturbo degli ecosistemi marini.

Un altro aspetto su cui è necessario porre l'attenzione, emerso durante l'analisi e degno di approfondimento, è relativo ai risultati ottenuti a livello di normalizzazione. A questo livello di analisi emerge una generale maggiore incidenza sulle categorie d'indicatori d'impatto ambientale *midpoint* associate ai danni sulla salute umana, rispetto alle altre categorie considerate e associate agli indicatori *endpoint* "*ecosystem*" e "*resources*". In particolare, a livello di *midpoint* le categorie più impattate sono le categorie correlate all'ecotossicità: "*freshwater ecotoxicity*" e "*marine ecotoxicity*", e alla tossicità umana: "*human non-carcinogenic toxicity*" e "*human carcinogenic toxicity*". Queste ultime due categorie citate, rispetto alle altre due, risultano determinanti nel conferire, a livello *endpoint*, un impatto maggiormente rilevante alla categoria di impatto "*human health*", la quale risulta, tra le tre categorie *endpoint*, la più impattata. Nonostante il grado di incertezza a cui sono generalmente soggetti gli *endpoint*, tali risultati vanno certamente tenuti in considerazione innanzitutto in un'ottica di *trade-off* tra i diversi impatti generati ma anche al fine di identificare i processi maggiormente sostenibili all'interno di un processo di bonifica di un sito contaminato o di un confronto tra più tecnologie di bonifica.

Infine, è importante sottolineare che i risultati ottenuti per la tecnologia dell'MFR sono stati raggiunti attraverso un'analisi preliminare e senza studi comparativi, in quanto la classe delle tecnologie di bonifica attuate con trattamenti biologici è molto ampia, eterogenea e, ad oggi, poco studiata. Oltretutto, la tecnologia MFR analizzata è molto specifica e dettagliata nelle sue fasi e nei materiali utilizzati. Ciò ha portato a delle difficoltà nella modellizzazione di tutti i processi all'interno del *software*, in quanto troppo specifici ed attualmente assenti all'interno dei database. Dunque, per giungere a tali risultati sono state fatte determinate assunzioni e sarebbe interessante aggiornare in futuro questo studio con un'analisi più approfondita e dettagliata dei dati di input per migliorarne la qualità.

CONCLUSIONI

L'applicazione della metodologia LCA per un intervento di bonifica rappresenta un importante strategia per il perseguimento dello sviluppo sostenibile. Essa è infatti uno strumento standardizzato ed accettato a livello internazionale per la valutazione ambientale di un certo prodotto o processo (tecnica di bonifica). Inoltre, in relazione proprio agli interventi di risanamento, l'LCA permette di identificare la tecnologia di bonifica migliore, ossia che determini i minori impatti ambientali. L'obiettivo di questo lavoro di tesi era quello di confrontare due diverse tecnologie di bonifica ovvero un trattamento biologico, eseguito mediante l'utilizzo di compost esausto di funghi, soluzione concentrata di microfunghi autoctoni e piante per fitorisanamento (MFR – MicoFitoRisanamento) e la sua alternativa classica dello scavo e smaltimento in discarica, al fine di identificare quella tecnologia che determina minori pressioni ambientali.

L'analisi LCA condotta per la bonifica dell'intero sito contaminato nell'isola della Certosa, ha dimostrato che, sulla base delle specifiche caratteristiche delle due tecnologie considerate e delle assunzioni fatte, la tecnologia dell'MFR (MicoFitoRisanamento) risulta essere la soluzione ambientalmente più sostenibile. Infatti, gli impatti ad essa correlati sono risultati essere inferiori rispetto a quelli della tecnologia dello scavo e smaltimento in discarica sia a livello di "*endpoint indicators*" che di "*midpoint indicators*". Dunque, a livello complessivo è possibile affermare che l'impatto dell'MFR è inferiore del 90% rispetto a quello della tecnologia dello scavo e smaltimento in discarica. L'unica eccezione viene fatta a livello caratterizzazione di *midpoint* per la categoria d'impatto chiamata "*Marine eutrophication*", ossia l'eutrofizzazione marina. Dal focus effettuato su questa categoria di danno è emerso che ciò che impatta maggiormente sono i materiali utilizzati nella fase di distribuzione, tranciatura ed interro del compost esausto di funghi. Il materiale principale che compone questa fase è la paglia, nella quale è inclusa l'attività di concimazione, che aumenta la percentuale di nutrienti all'interno di essa. Al contrario, per la tecnologia dello scavo e smaltimento in discarica, le categorie maggiormente intaccate sono "*Marine ecotoxicity*", "*Freshwater ecotoxicity*" e "*Human non-carcinogenic toxicity*" per quanto riguarda i "*midpoint indicators*", mentre la categoria di impatto "*Human health*" risulta, tra le tre categorie *endpoint*, la più impattata. Infine, è interessante notare che tra i *midpoint* più rilevanti identificati dalla normalizzazione non si ritrova la categoria d'impatto "*Marine eutrophication*", risultata maggiormente impattante per l'MFR rispetto allo scavo e smaltimento in discarica a livello di caratterizzazione.

Per concludere, è necessario sottolineare che con tale studio si è fornito un ulteriore esempio di come l'LCA (*Life Cycle Assessment*) è uno strumento utile al confronto delle performance ambientali di differenti tecnologie di bonifica e quindi potrà contribuire allo sviluppo di tecnologie innovative sostenibili in questo settore.

RINGRAZIAMENTI

Ringrazio per prima cosa la Professoressa Elena Semenzin per avermi dato l'opportunità di intraprendere questo importante percorso formativo, il quale mi ha portato allo sviluppo del presente lavoro di tesi.

Successivamente, ma non meno importanti, vanno i miei più cari ringraziamenti ai miei tutor aziendali, nonché correlatori, Lisa Pizzol e Paolo Criscione, che mi hanno permesso di avviare due preziose esperienze di tirocinio rispettivamente presso GreenDecision S.r.l. e DESAM S.r.l. Ringrazio poi tutti i collaboratori e in particolare Anna Carlesso ed Anna Tinello per avermi seguita, ma soprattutto sopportata nello sviluppo dello studio.

Per finire, ringrazio la mia famiglia, il mio Pietro e gli amici più cari che mi hanno accompagnata durante questi anni di studi.

BIBLIOGRAFIA

Al-Dhabaan, F.A., 2021. Mycoremediation of crude oil contaminated soil by specific fungi isolated from Dhahran in Saudi Arabia. Saudi J. Biol. Sci. 28, 73–77. https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2020.08.033

Amponsah, N.Y., Wang, J., Zhao, L., 2017. Environmental Profile of Two Soil Remediation Options – A Case Study in Northern Alberta. J. Environ. Account. Manag. 16.

ARPAE. (2020). Metodologia per l'individuazione delle migliori tecniche disponibili (MTD/BAT) di bonifica e messa in sicurezza di siti contaminati.

Barbanti, A., Benvenuti, R., Roglieri, M., Sonino, A., F Schenkel, 2016. La riduzione dell'impronta ambientale per la bonifica dell'Isola della Certosa 4.

Cadotte, M., Deschênes, L., Samson, R., 2007. Selection of a Remediation Scenario for a Diesel-Contaminated Site Using LCA 13.

Chiu, S.W., Ching, M.L., Fong, K.L., Moore, D., 1998. Spent oyster mushroom substrate performs better than many mushroom mycelia in removing the biocide pentachlorophenol. Mycol. Res. 102, 1553–1562. https://doi.org/10.1017/S0953756298007588

Chiu, S.-W., Law, S.-C., Ching, M.-L., Cheung, K.-W., Chen, M.-J., 2000. Themes for mushroom exploitation in the 21st century: Sustainability, waste management, and conservation. J. Gen. Appl. Microbiol. 46, 269–282. https://doi.org/10.2323/jgam.46.269

CLA:RE & NICOLE, 2015. A review of the legal and regulatory basis for sustainable remediation in the United Kingdom.

COMMISSIONE DELLE COMUNITÀ EUROPEE. (2006). *Strategia tematica per la protezione del suolo*.

Common Forum. (2020). *COMMON FORUM on Contaminated Land in Europe*. https://www.commonforum.eu/

Confindustria. (2016). *Dalla bonifica alla reindustrializzazione - analisi, criticità, proposte*. https://www.confindustria.it/home/policy/position-paper/archivio-position-paper

Ellis, D.E., Hadley, P.W., 2009. Sustainable remediation white paper—Integrating sustainable principles, practices, and metrics into remediation projects 110.

European Commission. (2011). Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions.

European Commission. (2019). Il Green Deal Europeo - *https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:b828d165-1c22-11ea-8c1f-01aa75ed71a1.0006.02/DOC_1&format=PDF*

European Commission. (2021). Commission consults on new EU Soil Strategy. *https://ec.europa.eu/environment/news/commission-consults-new-eu-soil-strategy-2021-02-02_it*

Finkbeiner, M., Inaba, A., Tan, R., Christiansen, K., Klüppel, H.-J., 2006. The New International Standards for Life Cycle Assessment: ISO 14040 and ISO 14044. Int. J. Life Cycle Assess. 11, 80–85. https://doi.org/10.1065/lca2006.02.002

Gatliff, E., Linton, P.J., Riddle, D.J., Thomas, P.R., 2016. Phytoremediation of Soil and Groundwater, in: Bioremediation and Bioeconomy. Elsevier, pp. 589–608. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-802830-8.00023-X

Harbottle, M.J., Al-Tabbaa, A., Evans, C.W., 2008. Sustainability of land remediation. Part 1: overall analysis. Proc. Inst. Civ. Eng. - Geotech. Eng. 161, 75–92. https://doi.org/10.1680/geng.2008.161.2.75

Harmsen, J., van den Toorn, A., Heersche, J., Riedstra, D., and van der Kooij, A., 1999. Use of residual substrate from mushroom farms to stimulate biodegradation of poorly available PAHs. In: *Bioremediation Technologies for Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Compounds* Eds. Leeson, A., and Alleman, B.C. Columbus: Batelle Press: 87-92.

Hettiarachchi, G.M., Nelson, N.O., Lemunyon, J.L., Agudelo-Arbelaez, S.C., Mulisa, Y.A., 2012. Phytoremediation: Protecting the Environment with Plants.

Huijbregts, M.A.J., Steinmann, Z.J.N., Elshout, P.M.F., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., Zijp, M., Hollander, A., van Zelm, R., 2017. ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. Int. J. Life Cycle Assess. 22, 138–147. https://doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y

Huijbregts, M.A.J., Steinmann, Z.J.N., Elshout, P.M.F., Stam, G., Verones, F., Vieira, M.D.M., Hollander, A., Zijp, M., van Zelm, R., 2016. © RIVM 2017 Parts of this publication may be reproduced, provided acknowledgement 201.

Hunt, Robert G., Franklin, W.E., Hunt, R. G., 1996. LCA — How it came about: — Personal reflections on the origin and the development of LCA in the USA. Int. J. Life Cycle Assess. 1, 4–7. https://doi.org/10.1007/BF02978624

Jiménez-González, C., Kim, S., Overcash, M.R., 2000. Methodology for developing gate-to-gate Life cycle inventory information. Int. J. Life Cycle Assess. 5, 153–159. https://doi.org/10.1007/BF02978615

Klöpffer, W., Grahl, B. (Eds.), 2014a. Introduction, in: Life Cycle Assessment (LCA). Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, Germany, pp. 1–26. https://doi.org/10.1002/9783527655625.ch1

Klöpffer, W., Grahl, B. (Eds.), 2014b. Goal and Scope Definition, in: Life Cycle Assessment (LCA). Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, Germany, pp. 27–62. https://doi.org/10.1002/9783527655625.ch2

Klöpffer, W., Grahl, B. (Eds.), 2014c. Life Cycle Inventory Analysis, in: Life Cycle Assessment (LCA). Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, Germany, pp. 63–180. https://doi.org/10.1002/9783527655625.ch3

Klöpffer, W., Grahl, B. (Eds.), 2014d. Life Cycle Interpretation, Reporting and Critical Review, in: Life Cycle Assessment (LCA). Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, Germany, pp. 329–356. https://doi.org/10.1002/9783527655625.ch5

Lau, K.L., Tsang, Y.Y., Chiu, S.W., 2003. Use of spent mushroom compost to bioremediate PAH-contaminated samples. Chemosphere 52, 1539–1546. https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00493-4

Lemming, G., Hauschild, M.Z., Chambon, J., Binning, P.J., Bulle, C., Margni, M., Bjerg, P.L., 2010. Environmental Impacts of Remediation of a Trichloroethene-Contaminated Site: Life Cycle Assessment of Remediation Alternatives. Environ. Sci. Technol. 44, 9163–9169. https://doi.org/10.1021/es102007s

Lesage, P., Deschênes, L., Samson, R., 2007. Evaluating Holistic Environmental Consequences of Brownfield Management Options Using Consequential Life Cycle Assessment for Different Perspectives. Environ. Manage. 40, 323–337. https://doi.org/10.1007/s00267-005-0328-6

Maffi, G.P.,2007. Parassiti dei funghi coltivati, Arsenale Editore, Verona.

Mishra, M., Srivastava, D., 2020. Mycoremediation: A Step towards Sustainability 8.

Mohanakrishna, G., Srikanth, S., Pant, D., 2016. Bioprocesses for Waste and Wastewater Remediation for Sustainable Energy, in: Bioremediation and Bioeconomy. Elsevier, pp. 537–565. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-802830-8.00021-6

Nakbanpote, W., Meesungnoen, O., Prasad, M.N.V., 2016. Potential of Ornamental Plants for Phytoremediation of Heavy Metals and Income Generation, in: Bioremediation and Bioeconomy. Elsevier, pp. 179–217. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-802830-8.00009-5

NICOLE. (2020). *Network for Industrially Contaminated Land in Europe*. https://nicole.org/

Nochevnik, D., 2015. 23/12/2015 Sustainability Revolution in the Venice Lagoon: La Certosa Smart Island and e-Mobility Pioneer for Water Transport - European Energy Review 7.

Ntougias, S., Zervakis, G.I., Kavroulakis, N., Ehaliotis, C., Ehaliotis, C., Papadopoulou, K.K., 2004. Bacterial Diversity in Spent Mushroom Compost Assessed by Amplified rDNA Restriction Analysis and Sequencing of Cultivated Isolates. Syst. Appl. Microbiol. 27, 746–754. https://doi.org/10.1078/0723202042369857

O'Connor, D., Zheng, X., Hou, D., Shen, Z., Li, G., Miao, G., O'Connell, S., Guo, M., 2019. Phytoremediation: Climate change resilience and sustainability assessment at a coastal brownfield redevelopment. Environ. Int. 130, 104945. https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.104945

Page, C.A., Diamond, M.L., Campbell, M., McKenna, S., 1999. Life-cycle framework for assessment of site remediation options: Case study. Environ. Toxicol. Chem. 18, 801–810. https://doi.org/10.1002/etc.5620180428

Rizzo, E., Bardos, P., Pizzol, L., Critto, A., Giubilato, E., Marcomini, A., Albano, C., Darmendrail, D., Döberl, G., Harclerode, M., Harries, N., Nathanail, P., Pachon, C., Rodriguez, A., Slenders, H., Smith, G., 2016. Comparison of international approaches to sustainable remediation. J. Environ. Manage. 184, 4–17. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.062

Sjons, J., Wendin, M., 2017. PVCfreeBloodBag - Life Cycle Assessment. Life Cycle Assess. 67.

Society of Environmental Toxicology and Chemistry - SETAC, 1993

Steliga, T., Kluk, D., 2020. Application of Festuca arundinacea in phytoremediation of soils contaminated with Pb, Ni, Cd and petroleum hydrocarbons. Ecotoxicol. Environ. Saf. 194, 110409. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110409

Suer, P., Andersson-Sköld, Y., 2011a. Biofuel or excavation? - Life cycle assessment (LCA) of soil remediation options. Biomass Bioenergy 35, 969–981. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.11.022

Suer, P., Andersson-Sköld, Y., 2011b. Biofuel or excavation? - Life cycle assessment (LCA) of soil remediation options. Biomass Bioenergy 35, 969–981. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.11.022

Sun, M., Fu, D., Teng, Y., Shen, Y., Luo, Y., Li, Z., Christie, P., 2011. In situ phytoremediation of PAH-contaminated soil by intercropping alfalfa (Medicago sativa L.) with tall fescue (Festuca arundinacea Schreb.) and associated soil microbial activity. J. Soils Sediments 11, 980–989. https://doi.org/10.1007/s11368-011-0382-z

SuRF Italy. (2015). Libro bianco 2015. *Sostenibilità nelle Bonifiche in Italia*. http://www.surfitaly.it/documenti/SuRF_Italy_Libro_Bianco_rev_Ottobre2015.pdf

Toffoletto, L., Deschênes, L., Samson, R., 2005. LCA of Ex-Situ Bioremediation of Diesel-Contaminated Soil (11 pp). Int. J. Life Cycle Assess. 10, 406–416. https://doi.org/10.1065/lca2004.09.180.12

Upcraft, T., Guo, M., 2020. Phytoremediation value chains and modeling, in: Sustainable Remediation of Contaminated Soil and Groundwater. Elsevier, pp. 325–366. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817982-6.00013-6

Venice, F., Davolos, D., Spina, F., Poli, A., Prigione, V.P., Varese, G.C., Ghignone, S., 2020. Genome Sequence of Trichoderma lixii MUT3171, A Promising Strain for Mycoremediation of PAH-Contaminated Sites. Microorganisms 8, 1258. https://doi.org/10.3390/microorganisms8091258